

ÁGUAS POTÁVEIS

PADRÕES DE QUALIDADE, METODOLOGIAS
EXPERIMENTAIS E TÉCNICAS DE
PURIFICAÇÃO



ORGANIZADORAS

Maria Aparecida Medeiros Maciel

Sarah Martins dos Reis

Heryka Myrna Maia Ramalho

ÁGUAS POTÁVEIS

PADRÕES DE QUALIDADE, METODOLOGIAS
EXPERIMENTAIS E TÉCNICAS DE
PURIFICAÇÃO



ORGANIZADORAS

Maria Aparecida Medeiros Maciel

Sarah Martins dos Reis

Heryka Myrna Maia Ramalho



AMPLLA
EDITORA



2022 - Editora Ampla

Copyright © Editora Ampla

Editor Chefe: Leonardo Pereira Tavares

Design da Capa: Editora Ampla

Diagramação: Higor Costa de Brito

Águas potáveis: padrões de qualidade, metodologias experimentais e técnicas de purificação está licenciado sob CC BY 4.0.



Esta licença exige que as reutilizações deem crédito ao criador. Ele permite que os reutilizadores distribuam, remixem, adaptem e construam o material em qualquer meio ou formato, mesmo para fins comerciais.

O conteúdo da obra e seus dados em sua forma, correção e confiabilidade são de responsabilidade exclusiva dos autores, não representando a posição oficial da Editora Ampla. É permitido o download da obra e o compartilhamento desde que sejam atribuídos créditos aos autores. Todos os direitos para esta edição foram cedidos à Editora Ampla.

ISBN: 978-65-5381-078-5

DOI: 10.51859/ampla.app2385-0

Editora Ampla

Campina Grande – PB – Brasil
contato@amplaeditora.com.br
www.amplaeditora.com.br



2022

CONSELHO EDITORIAL

Andréa Cátia Leal Badaró – Universidade Tecnológica Federal do Paraná
Andréia Monique Lermen – Universidade Federal do Rio Grande do Sul
Antonele Silvana de Melo Souza – Universidade Estadual do Ceará
Aryane de Azevedo Pinheiro – Universidade Federal do Ceará
Bergson Rodrigo Siqueira de Melo – Universidade Estadual do Ceará
Bruna Beatriz da Rocha – Instituto Federal do Sudeste de Minas Gerais
Bruno Ferreira – Universidade Federal da Bahia
Caio Augusto Martins Aires – Universidade Federal Rural do Semi-Árido
Caio César Costa Santos – Universidade Federal de Sergipe
Carina Alexandra Rondini – Universidade Estadual Paulista
Carla Caroline Alves Carvalho – Universidade Federal de Campina Grande
Carlos Augusto Trojaner – Prefeitura de Venâncio Aires
Carolina Carbonell Demori – Universidade Federal de Pelotas
Cícero Batista do Nascimento Filho – Universidade Federal do Ceará
Clécio Danilo Dias da Silva – Universidade Federal do Rio Grande do Norte
Dandara Scarlet Sousa Gomes Bacelar – Universidade Federal do Piauí
Daniela de Freitas Lima – Universidade Federal de Campina Grande
Darlei Gutierrez Dantas Bernardo Oliveira – Universidade Estadual da Paraíba
Denise Barguil Nepomuceno – Universidade Federal de Minas Gerais
Diogo Lopes de Oliveira – Universidade Federal de Campina Grande
Dylan Ávila Alves – Instituto Federal Goiano
Edson Lourenço da Silva – Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia do Piauí
Elane da Silva Barbosa – Universidade Estadual do Ceará
Érica Rios de Carvalho – Universidade Católica do Salvador
Fernanda Beatriz Pereira Cavalcanti – Universidade Estadual Paulista “Júlio de Mesquita Filho”
Fredson Pereira da Silva – Universidade Estadual do Ceará
Gabriel Gomes de Oliveira – Universidade Estadual de Campinas
Gilberto de Melo Junior – Instituto Federal do Pará
Givanildo de Oliveira Santos – Instituto Brasileiro de Educação e Cultura
Higor Costa de Brito – Universidade Federal de Campina Grande
Isabel Fontgalland – Universidade Federal de Campina Grande
Isane Vera Karsburg – Universidade do Estado de Mato Grosso
Israel Gondres Torné – Universidade do Estado do Amazonas
Ivo Batista Conde – Universidade Estadual do Ceará
Jaqueline Rocha Borges dos Santos – Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro
Jessica Wanderley Souza do Nascimento – Instituto de Especialização do Amazonas
João Henriques de Sousa Júnior – Universidade Federal de Santa Catarina
João Manoel Da Silva – Universidade Federal de Alagoas
João Vitor Andrade – Universidade de São Paulo
Joilson Silva de Sousa – Instituto Federal do Rio Grande do Norte
José Cândido Rodrigues Neto – Universidade Estadual da Paraíba
Jose Henrique de Lacerda Furtado – Instituto Federal do Rio de Janeiro
Josenita Luiz da Silva – Faculdade Frassinetti do Recife
Josiney Farias de Araújo – Universidade Federal do Pará
Karina de Araújo Dias – SME/Prefeitura Municipal de Florianópolis
Katia Fernanda Alves Moreira – Universidade Federal de Rondônia
Laís Portugal Rios da Costa Pereira – Universidade Federal de São Carlos
Laíze Lantyer Luz – Universidade Católica do Salvador
Lindon Johnson Pontes Portela – Universidade Federal do Oeste do Pará
Luana Maria Rosário Martins – Universidade Federal da Bahia
Lucas Araújo Ferreira – Universidade Federal do Pará

Lucas Capita Quarto – Universidade Federal do Oeste do Pará
Lúcia Magnólia Albuquerque Soares de Camargo – Unifacisa Centro Universitário
Luciana de Jesus Botelho Sodré dos Santos – Universidade Estadual do Maranhão
Luís Paulo Souza e Souza – Universidade Federal do Amazonas
Luiza Catarina Sobreira de Souza – Faculdade de Ciências Humanas do Sertão Central
Manoel Mariano Neto da Silva – Universidade Federal de Campina Grande
Marcelo Alves Pereira Eufrazio – Centro Universitário Unifacisa
Marcelo Williams Oliveira de Souza – Universidade Federal do Pará
Marcos Pereira dos Santos – Faculdade Rachel de Queiroz
Marcus Vinicius Peralva Santos – Universidade Federal da Bahia
Maria Carolina da Silva Costa – Universidade Federal do Piauí
Marina Magalhães de Moraes – Universidade Federal do Amazonas
Mário César de Oliveira – Universidade Federal de Uberlândia
Michele Antunes – Universidade Feevale
Milena Roberta Freire da Silva – Universidade Federal de Pernambuco
Nadja Maria Mourão – Universidade do Estado de Minas Gerais
Natan Galves Santana – Universidade Paranaense
Nathalia Bezerra da Silva Ferreira – Universidade do Estado do Rio Grande do Norte
Neide Kazue Sakugawa Shinohara – Universidade Federal Rural de Pernambuco
Neudson Johnson Martinho – Faculdade de Medicina da Universidade Federal de Mato Grosso
Patrícia Appelt – Universidade Tecnológica Federal do Paraná
Paula Milena Melo Casais – Universidade Federal da Bahia
Paulo Henrique Matos de Jesus – Universidade Federal do Maranhão
Rafael Rodrigues Gomides – Faculdade de Quatro Marcos
Reângela Cíntia Rodrigues de Oliveira Lima – Universidade Federal do Ceará
Rebeca Freitas Ivanicska – Universidade Federal de Lavras
Renan Gustavo Pacheco Soares – Autarquia do Ensino Superior de Garanhuns
Renan Monteiro do Nascimento – Universidade de Brasília
Ricardo Leoni Gonçalves Bastos – Universidade Federal do Ceará
Rodrigo da Rosa Pereira – Universidade Federal do Rio Grande
Rubia Katia Azevedo Montenegro – Universidade Estadual Vale do Acaraú
Sabrynnna Brito Oliveira – Universidade Federal de Minas Gerais
Samuel Miranda Mattos – Universidade Estadual do Ceará
Shirley Santos Nascimento – Universidade Estadual Do Sudoeste Da Bahia
Silvana Carloto Andres – Universidade Federal de Santa Maria
Sílvio de Almeida Junior – Universidade de Franca
Tatiana Paschoalette R. Bachur – Universidade Estadual do Ceará | Centro Universitário Christus
Telma Regina Stroparo – Universidade Estadual do Centro-Oeste
Thayla Amorim Santino – Universidade Federal do Rio Grande do Norte
Thiago Sebastião Reis Contarato – Universidade Federal do Rio de Janeiro
Virgínia Maia de Araújo Oliveira – Instituto Federal da Paraíba
Virginia Tomaz Machado – Faculdade Santa Maria de Cajazeiras
Walmir Fernandes Pereira – Miami University of Science and Technology
Wanessa Dunga de Assis – Universidade Federal de Campina Grande
Wellington Alves Silva – Universidade Estadual de Roraima
Yáscara Maia Araújo de Brito – Universidade Federal de Campina Grande
Yasmin da Silva Santos – Fundação Oswaldo Cruz
Yuciara Barbosa Costa Ferreira – Universidade Federal de Campina Grande

2022 - Editora Ampla

Copyright © Editora Ampla

Editor Chefe: Leonardo Pereira Tavares

Design da Capa: Editora Ampla

Diagramação: Higor Costa de Brito

Dados Internacionais de Catalogação na Publicação (CIP)

Águas potáveis [livro eletrônico]: padrões de qualidade, metodologias experimentais e técnicas de purificação princípios básicos de parasitologia, microbiologia, patologia e imunologia / organizadores Maria Aparecida Medeiros Maciel, Sarah Martins dos Reis, Heryka Myrna Maia Ramalho. -- Campina Grande : Editora Ampla, 2022.
280 p.

Formato: PDF

ISBN: 978-65-5381-078-5

1. Água - Qualidade. 2. Água - Purificação.
3. Abastecimento de água. I. Maciel, Maria Aparecida Medeiros. II. Reis, Sarah Martins dos. III. Ramalho, Heryka Myrna Maia. IV. Título.

CDD-628.1

Sueli Costa - Bibliotecária - CRB-8/5213
(SC Assessoria Editorial, SP, Brasil)

Índices para catálogo sistemático:

1. Água : Controle de Qualidade 628.1

Editora Ampla

Campina Grande – PB – Brasil
contato@amplaeditora.com.br
www.amplaeditora.com.br

PREFÁCIO

Estabelecer meios de uso para o consumo de água de abastecimento urbano é essencial à sustentabilidade da vida no planeta. Portanto, sua qualidade vem a ser o propósito primário para proteção da saúde coletiva, bem como é fundamental para caracterizar as consequências de uma atividade poluidora. Nesta perspectiva, a qualidade da água pode ser indicada através de diversos parâmetros ou variáveis, os quais traduzem suas principais características físicas, químicas e biológicas. Estas variáveis podem ser utilizadas de forma geral e servem para caracterizar águas de abastecimento, águas residuais, mananciais e corpos receptores.

O crescente aumento da urbanização e as demandas excessivas de consumo de água, associado as questões climáticas, hidrológicas e hidrogeológicas, geram insegurança hídrica em uma escala sem precedentes na humanidade, que por sua vez sofre os impactos quantitativo e qualitativo gerados nos recursos hídricos.

O presente livro busca esclarecer e informar sobre a qualidade da água de abastecimento, padrões de qualidade, metodologias experimentais e técnicas de purificação, bem como aborda a necessidade da adaptação das políticas públicas com gestão sustentável para assegurar a qualidade da água potável. Neste cenário, no presente exemplar, destacam-se os seguintes eixos temáticos: águas potáveis e sustentabilidade; águas potáveis e padrões de qualidade; contaminações químicas de águas potáveis; contaminações microbiológicas de águas potáveis; metodologias experimentais para análise de águas; metodologias experimentais para análise de águas contaminadas; tratamento de águas contaminadas; tratamento de águas através de tecnologias limpas; legislação no controle da qualidade de águas potáveis no Brasil; e tópicos afins.

Profa. Dra. Maria Aparecida Medeiros Maciel

Pesquisador de Produtividade do CNPq/Nível 1D (PQ1D)

Programa de Pós Graduação em Biotecnologia da Universidade Potiguar (PPGB-UnP)

Programa de Pós Graduação em Biotecnologia da Rede Renorbio (PPGB-Renorbio/Nucleadora UFRN).

SUMÁRIO

CAPÍTULO I - ÁGUAS POTÁVEIS: PADRÕES DE QUALIDADE E SUSTENTABILIDADE.....	8
CAPÍTULO II - PROBLEMÁTICA DA OCORRÊNCIA DE NITRATO NAS ÁGUAS DO AQUIFERO DUNAS-BARREIRAS DA CIDADE DE NATAL/RN.....	47
CAPÍTULO III - TECNOLOGIAS DESENVOLVIDAS PARA REMOÇÃO DE NITRATO EM ÁGUAS POTÁVEIS.....	67
CAPÍTULO IV - PADRÕES DE QUALIDADE DE ÁGUA POTÁVEL E CONTAMINAÇÃO COM CLORO RESIDUAL.....	96
CAPÍTULO V - DESINFECÇÃO DE ÁGUA DE ABASTECIMENTO COM CLORO E RISCOS TOXICOLÓGICOS	111
CAPÍTULO VI - ÁGUA POTÁVEL CONTAMINADA COM MICRORGANISMOS: RISCOS À SAÚDE E MÉTODOS DE PURIFICAÇÃO	135
CAPÍTULO VII - MEDIÇÕES DE ÍNDICES DE CONTAMINANTES EM ÁGUA DE ABASTECIMENTO DE NATAL/RN	152
CAPÍTULO VIII - ANÁLISE FÍSICO-QUÍMICA E MICROBIOLÓGICA DA ÁGUA DO RIO ITAPECURU NA CIDADE DE COLINAS-MA....	177
CAPÍTULO IX - ANÁLISE MICROBIOLÓGICA DAS ÁGUAS DO RIO PITIMBU NO MUNICÍPIO DE PARNAMIRIM/RN	191
CAPÍTULO X - AVALIAÇÃO DA QUALIDADE DA ÁGUA DO AÇUDE GRANDE EM CAJAZEIRAS-PB E OS IMPACTOS DAS AÇÕES ANTRÓPICAS.....	205
CAPÍTULO XI - USO DE BIOSSORVENTES NA REMOÇÃO DE CROMO EM ÁGUAS POTÁVEIS: UMA REVISÃO.....	222
CAPÍTULO XII - UTILIZAÇÃO DA BIOSSORÇÃO NO TRATAMENTO DE ÁGUAS: UMA REVISÃO INTEGRATIVA	238
CAPÍTULO XIII - O POTENCIAL DO REUSO DE EFLUENTE DOMÉSTICO PARA FINS AGRÍCOLAS.....	265

ÁGUAS POTÁVEIS: PADRÕES DE QUALIDADE E SUSTENTABILIDADE

POTABLE WATERS: QUALITY STANDARDS AND SUSTAINABILITY

DOI: 10.51859/AMPLA.APP2385-1

Sarah Martins dos Reis ¹
 José Robério de Oliveira Netto ²
 Heryka Myrna Maia Ramalho ³
 Francisco Humberto Xavier Junior ⁴
 Maria Aparecida Medeiros Maciel* ^{5,6}

¹ Doutoranda em Biotecnologia. Programa de Pós-graduação em Biotecnologia, Universidade Potiguar - UnP

² Doutorando em Biotecnologia em Saúde (RENORBIO). Universidade Federal do Rio Grande do Norte - UFRN

³ Professor/Pesquisador do Programa de Pós-Graduação em Biotecnologia. Universidade Potiguar - UnP

⁴ Professor/Pesquisador, Laboratório de Biotecnologia Farmacêutica, Universidade Federal da Paraíba - UFPB

⁵ Professor/Pesquisador do Programa de Pós-graduação em Biotecnologia, Universidade Potiguar - UnP

⁶ Professor/Pesquisador do Programa de Pós-graduação em Biotecnologia (RENORBIO) - UFRN

RESUMO

A água é o bem mais amplamente consumido no mundo e é essencial à sustentabilidade da vida no planeta, e sua qualidade vem a ser o propósito primário para proteção da saúde coletiva. Portanto, monitorar este recurso natural é fundamental para caracterizar as consequências de uma atividade poluidora por exemplo, e estabelecer meios de uso. A água é um recurso natural limitado e sua escassez pode ocorrer em função de condições climáticas, hidrológicas e hidrogeológicas, bem como por demanda excessiva. O conceito de saúde ambiental está correlacionado com a saúde pública, com foco específico nos problemas derivados dos efeitos que o meio ambiente exerce sobre o bem-estar físico e mental do ser humano. Nesta perspectiva, a água possui valor inestimável e sua importância abrange desde a sobrevivência humana, até o desenvolvimento de atividades produtivas sendo vital à manutenção dos ciclos biológicos, químicos e geológicos, também mantém os ecossistemas em equilíbrio e possibilita a existência de vidas no planeta terra. A qualidade da água pode ser indicada através de diversos parâmetros ou variáveis, as quais traduzem as suas principais características físicas, químicas e biológicas. Estas variáveis podem ser utilizadas de forma

geral e servem para caracterização de águas de abastecimento, águas residuais, mananciais e corpos receptores. No presente trabalho, encontram-se destacados algumas abordagens pertinentes ao uso de águas subterrâneas, segurança hídrica, padrões de qualidade, contaminações por íon nitrato (NO_3^-) e algumas das tecnologias desenvolvidas para remoção de íon NO_3^- , com foco em parâmetros físicos, químicos e biológicos.

Palavras-chave: Águas potáveis. Sustentabilidade. Padrões de qualidade. Contaminações por íon nitrato. Tecnologias físico-químicas e biológicas.

ABSTRACT

Water is the most widely consumed natural resource in the world and is essential to the sustainability of life on the planet, and its quality is the primary purpose for the protection of public health. Therefore, water monitoring is important to characterize the consequences of a polluting activity, for example, and also establish means of use. Water is a limited natural resource and its scarcity can occur due to climatic, hydrological and hydrogeological conditions, as well as excessive demand. The concept of environmental health is correlated

with public health, with a specific focus on problems derived from the effects that the environment has on the physical and mental well-being of the human. In this perspective, water is invaluable and its importance ranges from human survival to the development of productive activities being vital to the maintenance of biological, chemical and geological cycles, it also keeps ecosystems in balance and enables the existence of lives on planet Earth.

Water quality can be monitored through various parameters or variables, which indicate its main physical, chemical and biological characteristics.

These variables can be used widely and serve to characterize water supply, wastewater, springs and water source receivers. In the present work, some approaches pertinent to the use of groundwater, water safety, quality standards, nitrate ion (NO_3^-) contamination and some of the technologies developed for ion NO_3^- removal focusing on physical, chemical and biological parameters.

Keywords: Potable waters. Sustainability. Quality standards. Nitrate ion contamination. Physical-chemical and biological technologies.

1. INTRODUÇÃO

A terra é chamada de planeta água por apresentar aproximadamente $\frac{3}{4}$ da sua superfície coberta por água, em que 97,6% corresponde à água salgada proveniente de mares e oceanos. A água doce consiste em 2,5% e tem sua maior parte (1,9%) situada nas calotas polares e geleiras, que são inacessíveis aos seres humanos pelos meios tecnológicos atuais. Excluindo a água congelada dos polos, a água doce representa apenas 0,6% do total, do qual 98% estão nos aquíferos e 2% nos rios e lagos (CETESB, 2022).

As águas subterrâneas são aquelas que se encontram abaixo da superfície do solo, preenchendo completamente os poros das rochas e dos sedimentos, e constituem os aquíferos, que representam os maiores reservatórios de água potável da humanidade. Portanto, são importantes alternativas para o abastecimento de comunidades rurais e urbanas, extensivo ao uso agrícola e industrial (CAPUCCI et al., 2001; HIRATA et al., 2019).

De acordo com a Resolução N° 22 do Conselho Nacional de Recursos Hídricos (CNRH) foi estabelecido que os Planos de Recursos Hídricos devem promover a caracterização dos aquíferos e suas correlações com os demais corpos hídricos superficiais e subterrâneos, bem como com o meio (CNRH, 2002). A Política Nacional de Recursos Hídricos e suas congêneres nos Estados e Distrito Federal, aprovadas mediante lei nas respectivas instâncias, estabelecem planejamento e gestão dos recursos hídricos para o país e para as respectivas Unidades Federativas, em que se destacam: Plano Nacional de Recursos Hídricos (PNRH), Planos Estaduais de Recursos

Hídricos (PERHs), Planos de Bacias Hidrográficas (PBHs) e Plano Nacional de Segurança Hídrica (PNSH) (ANA, 2019; PNRH, 2021).

Recentemente foi lançado o Plano Nacional de Segurança Hídrica (PNSH), um instrumento de tomada de decisões que apresenta um programa de investimentos em intervenções estratégicas de abrangência regional para solucionar os principais problemas de segurança hídrica do País. O PNSH com base nos principais problemas de segurança hídrica assegura ao Brasil um planejamento integrado e consistente de infraestrutura hídrica, com natureza estratégica e relevância regional. Assim, se soma ao planejamento da gestão de recursos hídricos e estabelece a necessidade de assegurar à atual e às futuras gerações a adequada disponibilidade de água e de atuar na prevenção contra eventos hidrológicos críticos (ANA, 2019).

Nesta perspectiva, a gestão das águas no Brasil, instituída pela Lei Federal nº 9.433/1997, está fundamentada no atendimento ao uso múltiplo das águas, na gestão descentralizada por bacia hidrográfica, garantindo a participação de forma integrada entre os usuários e a comunidade com o Poder Público. Esta lei assegura à atual e às futuras gerações a necessária disponibilidade de água com padrões de qualidade adequados aos respectivos usos, bem como estabelece o enquadramento como um dos instrumentos da Política Nacional de Recursos Hídricos (ANA, 2021, PNRH, 2021).

Atualmente, a Lei no. 14.026/2020 estabelece o Novo Marco Legal do Saneamento e confere a Agência Nacional de Águas e Saneamento Básico (ANA) a competência de emitir normas de referência nacional para o setor. Neste cenário, a ANA atualizou o Atlas de Águas em que se destacam os mananciais e sistemas de abastecimento urbano de água e indica soluções para as demandas atuais e futuras (ANA, 2021).

No Brasil as reservas renováveis de água subterrânea atingem $42.289 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ ($1.334 \text{ km}^2 \text{ a}^{-1}$) e correspondem a 24% do escoamento dos rios em território nacional (com vazão média anual $179.433 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$) e 49% da vazão de estiagem (com 95% de permanência). Essa gigantesca vazão de água é distribuída em dois grandes grupos: aquíferos de rochas e materiais sedimentares e aquíferos de rochas fraturadas. Os 27 principais aquíferos sedimentares ocupam 32% da área do país, e totalizam $20.473 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ (HIRATA et al., 2010).



Águas provenientes de fontes subterrâneas e de poços são utilizadas para diversos fins, tais como abastecimento humano, irrigação agrícola, indústria e lazer. O monitoramento da qualidade das águas subterrâneas fornece informações importantes sobre a natureza dos solos e das rochas, contribuindo com o entendimento dos processos de alterações químicas e intensidade de erosão atuante em determinada bacia hidrográfica. É importante destacar também, que o tempo médio de permanência da água nos depósitos subterrâneos é de 1.400 anos, contra apenas 16 dias para a água fluvial (FEITOSA, 1999; ZHAO et al., 2018).

A utilização das águas subterrâneas pelos humanos está condicionada a três fatores principais (HIRATA et al., 2019; REBOUÇAS, 2002):

- i. quantidade (transmissividade, coeficiente de armazenamento de terrenos);
- ii. qualidade (composição das rochas, condições climáticas e renovação das águas);
- iii. econômico (depende da profundidade do aquífero e das condições de bombeamento).

As águas subterrâneas são extraídas por meio de poços tubulares (popularmente conhecidos como artesianos), poços escavados e de nascentes. A falta de dados oficiais leva a crer que o número real de poços no país é desconhecido, apesar da obrigatoriedade por lei do registro e/ou de autorização (outorga) de extração de água, o número de captações regulares é de pouco mais de 1%, no caso dos poços tubulares. Portanto, a quantidade de água extraída é mascarada por essa condição de clandestinidade (HIRATA et al., 2019).

Estima-se que no Brasil existem mais de 400.000 poços tubulares em atividade (irrigação, pecuária e abastecimento de indústrias e residências) (PNRH, 2006). No entanto, ao final do ano de 2020, encontram-se cadastrados na base de dados do Sistema de Informações de Águas Subterrâneas (SIAGAS) 333.421 pontos de água. Considerando os 333.421 poços cadastrados no SIAGAS, o território brasileiro possui aproximadamente 572 habitantes/poço. Este número demonstra a necessidade de se ampliar o cadastro de poços e o conhecimento hídrico em âmbito nacional (SIAGAS, 2020).



A água própria para o consumo humano é aquela que não contém microrganismos patogênicos e se apresenta dentro dos padrões estabelecidos pela legislação vigente do país (MS, 2017). Este tipo de água tem diferentes origens como por exemplo os mananciais subterrâneos, que são recursos amplamente utilizados pela população mundial (HIRATA et al., 2019; ZHENG et al., 2018).

De forma abrangente, a poluição da água se dá pela contaminação de elementos que podem ser nocivos ou prejudiciais aos organismos e plantas, assim como a atividade humana. Os principais poluentes são: sólidos em suspensão; oxigênio dissolvido; matéria orgânica em decomposição; nitrogênio na forma de amônia protonada (NH_4^+), nitrito (NO_2^-) e nitrato (NO_3^-); fósforo como indicador de contaminação fecal; bem como corantes industriais; metais tóxicos (radioativos), dentre outros contaminantes (CETESB, 2022; RIGHETTO; ROCHA, 2005).

O oxigênio dissolvido auxilia na decomposição de matéria orgânica sendo o principal parâmetro de caracterização de poluição causada por despejos orgânicos na água. O excesso de nitrogênio pode provocar consumo de oxigênio dissolvido e o crescimento exagerado de microorganismos (bactérias e vírus), este fenômeno é conhecido como eutrofização. A presença do fósforo está associada a sólidos em suspensão, provenientes de despejos sanitários ou industriais (REBOUÇAS, 2002; ZHAO et al., 2018).

De acordo com Rosa Filho e colaboradores (1998), a contaminação de água seria toda a introdução sólida ou líquida, efetivada em um ambiente hidrológico, como resultado da atividade humana, enquanto a poluição, estaria reservada a situações onde as concentrações de contaminantes atinjam níveis que causem danos à saúde. Nesta perspectiva, a ocorrência frequente de nitrato em aquíferos tem preocupado administradores de recursos hídricos em diversos países. No Brasil, cada estado se responsabiliza pelo monitoramento da qualidade das águas subterrâneas, visando à preservação da qualidade dessas águas para o abastecimento humano. Embora seja estabelecido o limite de 10 mg L^{-1} de nitrato para água destinada ao abastecimento humano é comum detectar mundialmente, águas de abastecimento contaminadas por elevados índices de nitrato (REIS et al., 2013; VASCONCELOS, 2002). O ânion NO_3^- se ingerido em excesso induz a metahemoglobinemia, uma doença que acomete principalmente crianças e é conhecida como a Síndrome do Bebê Azul. Em idosos, pode



ocorrer cianose intensa resultando em óbito (BAIRD; CANN, 2011; DO NASCIMENTO et al., 2008; ZHENG et al., 2018).

A busca por metodologias de tratamento de águas contaminadas, que estejam nos padrões de atendimento da Portaria de Consolidação N° 05/2017 do Ministério da Saúde, motiva a realização de novas pesquisas que visam o desenvolvimento de processos ecossustentáveis de baixo custo, que possibilitem a descontaminação de águas (ANA, 2021; MS, 2017). Neste sentido, o presente livro destaca aspectos gerais sobre águas de uso humano e alguns processos de purificação de águas contaminadas com elevados teores de nitrato.

2. METODOLOGIA

A pesquisa bibliográfica foi realizada nas bases de dados do Google acadêmico, Science Direct, Medline, PubMed e Scielo, com enfoque nos seguintes descritores: águas potáveis e sustentabilidade; padrões de qualidade; contaminações por íon nitrato e tecnologias físico-químicas e biológicas para controle de qualidade; tecnologias físico-químicas e biológicas para descontaminação de íon nitrato, com filtros preferenciais para o período 2000 a 2022, porém, não limitantes. Um total de 150 publicações foram avaliadas, das quais 115 foram escolhidas em função das abordagens voltadas para o tema proposto.

3. RESULTADOS

3.1. ÁGUAS SUBTERRÂNEAS E A VIABILIDADE DE USO

Até a década dos anos 1970 acreditava-se que as águas subterrâneas estavam naturalmente protegidas (de contaminações) pelas camadas de solo e de rochas. Contrário a esta crença, os cientistas estão descobrindo poluição em aquíferos localizados em áreas agrícolas e urbanas de todos os continentes. Nas décadas seguintes aos anos 1970, foram detectados traços de agentes contaminantes e diversos estudos foram conduzidos para avaliar sua segurança. No entanto, segundo Tundisi (2003), a sociedade só percebeu a complexidade dos problemas ambientais a partir da última década do século XX, e passou a ter uma percepção mais clara sobre as interações dos componentes dos ecossistemas, o que gerou efetivas iniciativas nacionais e

internacionais, relacionadas ao controle da qualidade e gestão das águas (REBOUÇAS, 2002; ZHAO et al., 2018; ZOBY; MATOS, 2002).

Como destacado anteriormente, uma grande variedade de substâncias químicas contaminantes tem sido encontrada em águas subterrâneas. Estes agentes geralmente estão localizados no solo e/ou nas rochas, que retêm as substâncias químicas (KUCHLER, 2000). Quando a capacidade de retenção é ultrapassada os agentes contaminantes se infiltram nas águas podendo, ao longo do tempo, atingir os aquíferos subterrâneos (BARTUCCA et al., 2016). Destacando um exemplo típico, encontra-se a contaminação de nitrato no solo, via infiltração de águas provenientes de fossas e sumidouros (BIGUELINI; GUMY, 2012; CABRAL et al., 2009).

Em um cenário mundial a China se destaca pelo crescimento sistemático de nitrato nas águas subterrâneas (FU et al., 2007). Zhang e colaboradores (2016) investigaram os índices de nitrato em poços de água na região do Pearl River Delta (localizado ao sul da China), que nas últimas décadas tem sido submetido a acelerada urbanização e crescimento econômico. O abastecimento de água desta região dependia majoritariamente de águas superficiais, devido à abundante precipitação e a rede de rios bem desenvolvida. No entanto, o rápido crescimento da população e da economia levou à deterioração da qualidade das águas superficiais por poluição, com significativo declínio da descarga do corpo de água (CHEUNG et al., 2003). Dessa forma, entendeu-se que as águas superficiais isoladamente, não mais satisfaziam as necessidades da região, e a população passou a usar as águas subterrâneas. Nesta pesquisa, um total de 899 amostras de águas subterrâneas foram coletadas nos anos 2007 e 2008, nos períodos entre janeiro-maio e outubro-dezembro. Os resultados para nitrato (NO_3^-) registraram uma mediana de $23,82 \text{ mg L}^{-1}$ (variando de 0 a $1683,46 \text{ mg L}^{-1}$) com 238 amostras (26% do total) apresentando concentrações que excediam o limite estabelecido pela Organização Mundial de Saúde (50 mg L^{-1}). Estes dados indicam que as águas subterrâneas na região do Pearl River Delta estavam sendo seriamente afetadas por atividades humanas, podendo limitar sua sustentabilidade como recurso de água potável. Os resultados de tratamento por análise de regressão mostraram que as águas residuais domésticas e industriais foram as principais fontes de contaminação por nitratos nas áreas rapidamente urbanizadas (ZHANG et al., 2016).



Mais de um bilhão dos habitantes da Terra não têm acesso a habitação segura e serviços básicos de saneamento como: abastecimento de água, rede de esgotamento sanitário e coleta de lixo. A falta de todos esses serviços, além de altos riscos para a saúde, são fatores que contribuem para a degradação do meio ambiente. Saneamento básico é o conjunto de ações sócioeconômicas que têm por objetivo alcançar níveis de Salubridade Ambiental, por meio de abastecimento de água potável, coleta e disposição sanitária de resíduos sólidos, líquidos e gasosos, promoção da disciplina sanitária de uso do solo, drenagem urbana, controle de doenças transmissíveis e demais serviços e obras especializadas, com a finalidade de proteger e melhorar as condições de vida urbana e rural (BRASIL, 2011; FUNASA, 2019).

O Brasil é considerado um país privilegiado em termos de disponibilidade de recursos hídricos, já que possui cerca de 12% da água doce disponível no mundo (REBOUÇAS, 2002). No entanto, a inobservância das normas técnicas de perfuração de poços profundos, pode causar a poluição de lençol freático (BRASIL, 1981; ZOBY; MATOS, 2002). De acordo com Hirata et al. (2010), os desafios nacionais enfrentados para a gestão dos recursos hídricos envolvem:

- i. disciplina de uso de águas subterrâneas, importantes para o reconhecimento das áreas de maior demanda e avaliação da excessiva exploração;
- ii. proteção dos aquíferos e suas captações quanto a contaminações;
- iii. estabelecimento de bases técnicas que permitam aproveitar de forma integrada e sinérgica, os recursos hídricos.

Pesquisas governamentais mostram que apenas 57,4% dos moradores das cidades brasileiras contam com rede coletora de esgoto adequada, segundo análise do Instituto de Pesquisa Econômica Aplicada (IPEA) sobre os dados de 2008 da Pesquisa Nacional por Amostragem de Domicílio (PNAD), feita pelo Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE). Este estudo mostra que 23,5% da população urbana utilizam fossa séptica e 14,11%, fossa rudimentar. Outros 1,92% despejam detritos diretamente em rios, mares ou lagos e 1,29% utilizam valas. Na zona rural 45,3% dos moradores utilizam fossa rudimentar e 18,4%, fossa séptica. Além disso, 21,99% afirmaram não ter qualquer tipo de esgotamento sanitário. Segundo o IPEA, apenas 5,3% afirmaram contar com rede coletora, e 5,26% utilizam valas para eliminar o esgoto.



Outros 3,28% utilizam rios, mares e lagos para despejar os detritos. A pesquisa também revelou que 54,6 milhões de pessoas vivem em residências sem rede de esgoto sanitário, com serviços inadequados de água ou em condições de superlotação familiar (MS, 2017).

Dados do IBGE mostram que a proporção de Municípios com serviço de esgotamento sanitário passou de 47,3%, em 1989, para 60,3%, em 2017. Em termos de taxa de crescimento da proporção de localidades atendidas, o incremento foi similar nos períodos de 1989 a 2000 (10,4%) e 2008 a 2017 (9,4%), porém menor no período de 2000 a 2008 (5,6%) (IBGE, 2017). No entanto, dentre os domicílios que possuem rede de abastecimento de água, uma parte significativa da população utiliza água subterrânea proveniente de aquífero livre, em função do baixo custo, facilidade de perfuração, bem como comprometimento da qualidade das águas superficiais (HIRATA et al., 2019; SIAGAS, 2020).

No Brasil, 3.125 mananciais superficiais são utilizados como fonte de abastecimento para as sedes urbanas, totalizando 4.063 pontos de captações. A relevância desses mananciais pode ser avaliada sob duas óticas: número de sedes atendidas e magnitude das vazões exploradas (ANA, 2021). As captações subterrâneas foram georreferenciadas, quando possível, ou alocadas nas respectivas sedes municipais, unidades para as quais foram estabelecidas as disponibilidades hídricas. Do total, 40% das sedes urbanas são abastecidas exclusivamente por mananciais subterrâneos e 3% possuem abastecimento misto (superficial e subterrâneo) com predominância subterrânea. Destaca-se a região Norte com 57% das sedes e 27% da população urbana (3,88 milhões) abastecidas exclusivamente por manancial subterrâneo, e a Nordeste com 33% das sedes e 18% da população urbana (8 milhões, maior contingente dentre as regiões) (ANA, 2021).

Neste cenário, observa-se que no Brasil o uso do manancial superficial ainda é preponderante, especialmente nos grandes centros urbanos. Já o abastecimento subterrâneo, exclusivo ou preponderante, atende apenas 15% da população urbana, mas 43% das cidades, além de complementar o abastecimento de 36% da população com predomínio do manancial superficial. Em termos estaduais, o uso dos mananciais subterrâneos é maior, com mais de 70% das sedes urbanas abastecidas, em Mato Grosso do Sul (80%), Piauí (78%), Maranhão (74%), Pará (74%) e Amazonas (71% das sedes),



totalizando o atendimento a uma população urbana de 7 milhões de habitantes. Os menores usos dos mananciais subterrâneos se dão no Espírito Santo, Rio de Janeiro, Pernambuco e Paraíba, tanto em número de sedes quanto de população atendida (ANA, 2021).

Os aquíferos livres são mais vulneráveis à contaminação, este fato torna-se preocupante, tendo em vista a falsa premissa de que as águas subterrâneas, diferentemente das águas superficiais, estão protegidas de contaminação. Do ponto de vista quantitativo, o ciclo hidrológico recicla a água, porém do ponto de vista qualitativo não se pode dizer o mesmo. De certa forma, a água também é renovável, visto que uma determinada água contaminada que esteja em contato com o solo pode ser aproveitada com percentual aceitável de pureza. Esta situação se deve em partes à ocupação de áreas menos providas de águas superficiais, como as regiões semiáridas. Assim como constitui uma forma de se obter água de melhor qualidade em regiões já poluídas e viabilizar grandes volumes para irrigação (ANA, 2012; KHORDAGUI; MANCY, 2015; YACH et al., 2007).

De forma abrangente, os aquíferos subterrâneos se encontram mais protegidos da contaminação, que ocorre quando a água da chuva ou de irrigação, ao percolar o solo, arrasta consigo substâncias dissolvidas (processo de lixiviação) que poderão ter como destino final o lençol freático ou os aquíferos profundos. Em função da interação característica dos nutrientes em formas iônicas, com a fase sólida do solo, a natureza do nutriente e os atributos químicos e físicos, tornam-se os principais fatores que condicionam a absorção de dado nutriente em profundidade (RESENDE, 2002).

Dentre os agentes contaminantes de águas, destaca-se o íon nitrato (NO_3^-) que apresenta um grande risco para a saúde pública e animal, embora não apresente relativa toxidez para os adultos, por ser rapidamente excretado pelos rins. No entanto, em concentrações acima de 10 mg L^{-1} pode ser fatal para crianças com idades inferiores a seis meses. Além disso, também pode causar problemas para a saúde dos animais (QUEIROZ, 2004; ZHENG et al., 2018).

O nitrato é o agente contaminante que apresenta ocorrência mais generalizada e problemática, devido a sua alta mobilidade e estabilidade nos sistemas aeróbios de águas subterrâneas. Por esta razão, o aumento da contaminação das águas por compostos nitrogenados vem merecendo atenção especial, uma vez que está se

tornando um problema mundial, em função da sua ampla e diversificada procedência (COSTA et al., 2012; MARTÍNEZ et al., 2018). Segundo Baird e Cann, 2011, o nitrato é reduzido a nitrito que pode ocorrer na saliva e no trato gastrointestinal, durante a digestão. O nitrito por sua vez, oxida os íons de ferro na hemoglobina do sangue, impedindo a transferência do oxigênio nas células, formando metahemoglobina e causa a Síndrome do Bebê Azul (DO NASCIMENTO et al., 2008).

As crianças pequenas, principalmente as menores de 3 meses de idade, são bastante susceptíveis ao desenvolvimento da metahemoglobina devido às condições mais alcalinas do seu sistema gastrointestinal, fato também observado em pessoas adultas que apresentam gastroenterites, anemia, porções do estômago cirurgicamente removidas e mulheres grávidas (DO NASCIMENTO et al., 2008; HOCAOGLU et al., 2016; MATO, 1996).

Outros problemas de saúde por ingestão de águas contaminadas com nitrato, são observados na tireoide, bem como defeitos congênitos e em casos mais graves pode desencadear câncer, causado pela formação de substâncias químicas da classe das nitrosaminas e nitrosamidas (CÉSAR et al., 2002; HOCAOGLU et al., 2016; MARTÍNEZ, 2018).

3.2. ASPECTOS TEÓRICOS DE ÁGUAS E PADRÕES DE QUALIDADE

A qualidade da água pode ser indicada através de diversos parâmetros ou variáveis, as quais traduzem as suas principais características físicas, químicas e biológicas. Essas variáveis servem para caracterização de águas de abastecimento, águas residuais, mananciais e corpos receptores. A qualidade da água é fundamental tanto para caracterizar as consequências de uma atividade poluidora quanto para estabelecer meios para que se satisfaça determinado uso da água (ZHAO et al., 2018).

Os parâmetros físicos são aqueles que impressionam os sentidos e podem ser chamados de organoléticos, em que as variáveis são: cor, turbidez, sabor e odor, temperatura, resistividade, condutividade elétrica e sólidos totais dissolvidos (MCGINNIS et al., 2019).

Um dos índices mais importantes que caracterizam a qualidade da água são as variáveis químicas que possibilitam (VASCONSELOS, 2002):

- i. classificar a água por seu conteúdo mineral pela composição de seus íons;



- ii. caracterizar o grau de contaminação e a origem ou natureza dos poluentes ou seus efeitos;
- iii. avaliar o equilíbrio bioquímico necessário para a manutenção da vida aquática.

Para tanto, são utilizados os seguintes parâmetros: pH, alcalinidade, acidez, dureza, doseamento de ferro, manganês, cloretos, nitrogênio, fósforo, oxigênio dissolvido, bem como micropoluentes inorgânicos (metais) e materiais orgânicos. A matéria orgânica, por exemplo, pode ser avaliada por medição de consumo de oxigênio via demanda bioquímica de oxigênio (DBO) e demanda química de oxigênio (DQO), bem como medição de carbono orgânico total (COT).

Com relação as características biológicas das águas, os microrganismos assumem papel de destaque devido a sua grande predominância em determinados ambientes, em função de atuarem nos processos de eliminação de substâncias indesejáveis, bem como por estarem associados a doenças provocadas pela ingestão de água contaminada (ZHAO et al., 2018).

Outro aspecto de grande relevância, em termos da qualidade biológica da água, é a possibilidade de transmissão de doenças. Neste contexto, os microrganismos desempenham diversas funções de fundamental importância, principalmente as relacionadas com a transformação da matéria dentro dos ciclos biogeoquímicos. A determinação da potencialidade de uma água transmitir doenças pode ser efetuada de forma indireta e dentre outros organismos indicadores de contaminação fecal estão os pertencentes ao grupo de coliformes (VON SPERLING, 1996).

A facilidade de detecção de agentes patogênicos como bactérias, protozoários e vírus, em uma determinada amostra de água varia em função de suas concentrações. Além disso, há de se considerar a dificuldade de detecção de contaminação, que se deve aos seguintes fatores (JIA et al., 2017):

- i. em uma determinada população há diferenciação por faixa etária na apresentação de doenças de veiculação hídrica;
- ii. nas fezes a presença de patogênicos pode não ocorrer em elevada proporção, já que após o lançamento no corpo receptor (ou no sistema de esgotos) despejo contaminante sofre diluições.



Desta forma, a concentração final de patogênicos, por unidade de volume em um corpo d'água é bastante reduzido, fazendo com que sua detecção através dos exames laboratoriais seja de grande dificuldade. Este obstáculo é superado através do estudo dos chamados organismos indicador de contaminação fecal. Como exemplo, se destacam as bactérias do grupo coliforme, que aparecem em grande quantidade nas fezes humanas que pode atingir até 100 bilhões por dia (HOCAOGLU et al., 2016).

Segundo a Organização Mundial da Saúde, as principais bactérias utilizadas como indicadores de poluição fecal nas águas são os coliformes totais, os coliformes fecais e os estreptococos fecais. As bactérias indicadoras de poluição fecal mais comuns são as pertencentes aos grupos dos coliformes totais e coliformes de origem fecal, com destaque para *Escherichia coli* (PEDATI et al., 2017).

A Lei Nº 6.938/1981 do Ministério do Meio Ambiente, relata que poluição é a degradação da qualidade ambiental resultante de atividades que direta ou indiretamente prejudicam a saúde, a segurança e o bem-estar da população, criam condições adversas às atividades sociais e econômicas, afetam desfavoravelmente a biota, afetam as condições estéticas ou sanitárias do meio ambiente e lançam matérias ou energia em desacordo com os padrões ambientais estabelecidos. De acordo com a Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos (EPA), poluente é qualquer substância ou efeito, que degrade o meio ambiente e causa danos a qualquer bem potencialmente utilizável pelo homem (EPA, 2011).

As ações de vigilância, monitoramento e controle da qualidade da água para consumo humano têm como base legal a Portaria de Consolidação Nº 2914/2011 do Ministério da Saúde (MS), na qual a operacionalidade deve estar pautada em diretrizes técnicas, sendo considerado um conjunto de valores máximos permissíveis das características físico-químicas, microbiológicas e organolépticas das águas que são destinadas ao consumo humano. Neste sentido, foram aprovadas novas portarias governamentais, como por exemplo: Nº 05/2017, que revogou a portaria Nº 2914/2011. Especificamente, ficou definido que a água potável é “um tipo de água que atende ao padrão de potabilidade estabelecido na Portaria Nº 05/2017, e não oferece riscos à saúde” (MS, 2017). Portanto, muitas normas foram consolidadas e o conteúdo referente ao Programa de Vigilância da Qualidade da Água para Consumo Humano passou a integrar o Anexo XX da referida portaria (CHAVES FORTES et al., 2019).

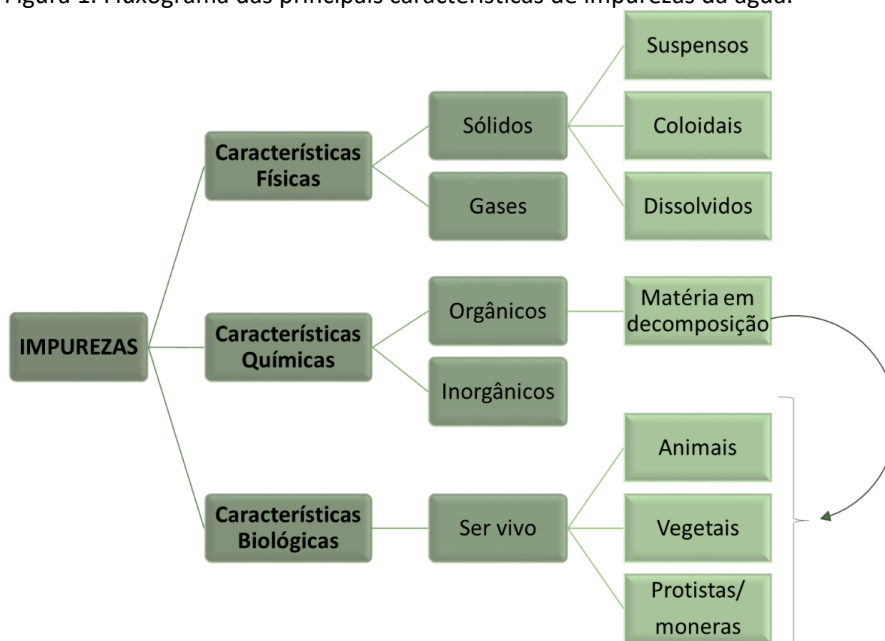


Além dos requisitos de qualidade que traduzem, de uma forma generalizada e conceitual, a qualidade desejada para a água, há a necessidade de se estabelecer padrões de qualidade, embasada por um suporte legal. Os padrões devem ser cumpridos, por força da legislação, pelas entidades envolvidas com a água a ser utilizada. Da mesma forma que os requisitos, também os padrões são função do uso previsto para a água. Há, em termos práticos, três tipos de padrão de interesse direto, tais como (CONAMA, 2008, 2005; MS, 2017):

- i. padrões de lançamento;
- ii. padrões de corpos d'água;
- iii. padrões de qualidade para determinado uso imediato (padrões de potabilidade): Portaria de Consolidação N° 05/2017.

Na avaliação da qualidade de uma água, as impurezas são retratadas em função das suas características físicas, químicas e biológicas, que determinam as variáveis da qualidade das águas (BAZZOLI, 2017; VON SPERLING, 1996). A Figura 1 destaca os tipos de impurezas que são avaliados por métodos físico-químicos e biológicos. Todos os contaminantes da água, com exceção dos gases dissolvidos, contribuem para a carga dos sólidos. Sob o ponto de vista físico, as impurezas, em sua maior parte, são os sólidos presentes na água em suspensão, coloidais ou dissolvidos, por essa razão são analisados separadamente (BAZZOLI, 2017).

Figura 1. Fluxograma das principais características de impurezas da água.



Fonte: adaptado de Von Sperling (1996).

A Figura 1 determina a distribuição das partículas sólidas em função da sua natureza (suspensos, coloidais e dissolvidos) e a Figura 2, segundo o tamanho das mesmas. Segundo Von Sperling (1996), os sólidos podem ser classificados de acordo com suas características físicas (tamanho e estado) ou químicas, de acordo com os seguintes descritivos:

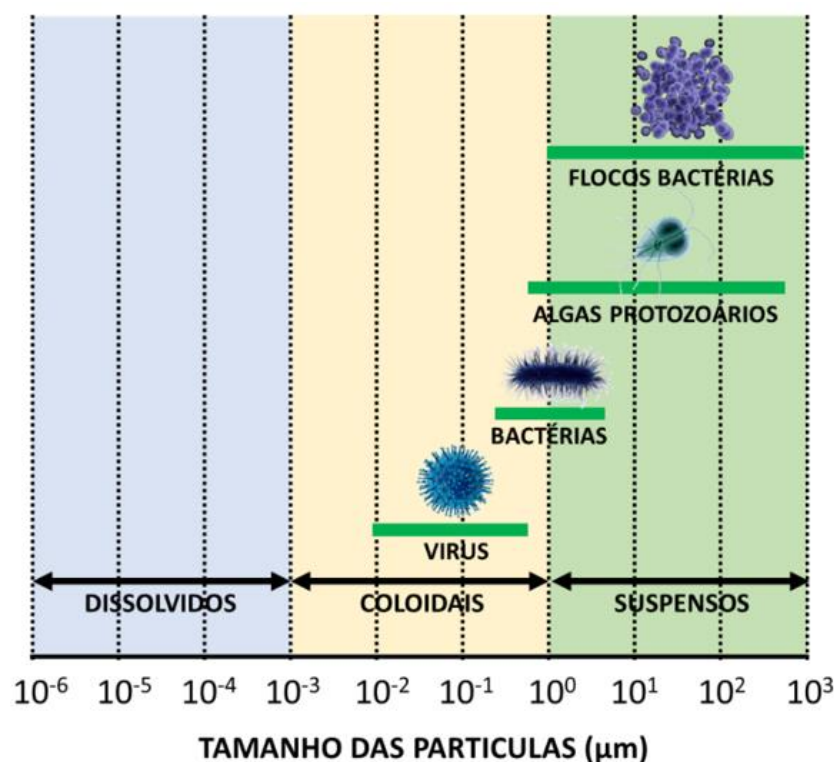
- i. classificação por tamanho: as partículas de menor dimensão, capazes de passar por um papel de filtro de tamanho especificado correspondem aos sólidos dissolvidos, enquanto que as maiores dimensões, retidas pelo filtro são consideradas sólidas em suspensão. A rigor, os termos sólidos filtráveis e sólidos não filtráveis são mais adequados. Os sólidos coloidais situam-se numa faixa intermediária, são de grande importância no tratamento da água, mas de difícil identificação pelos métodos simplificados de filtração em papel. Nos resultados das análises de água, a maior parte dos sólidos coloidais entra como sólidos dissolvidos e o restante como sólidos em suspensão;
- ii. classificação pelas características químicas: sujeitando os sólidos a uma temperatura elevada (550 °C), a fração orgânica é volatilizada e a fração inorgânica permanece inalterada, após a combustão. Desta forma, os sólidos que se volatilizam a esta temperatura representam a matéria orgânica, ao passo que os sólidos não voláteis representam a matéria inorgânica. Por esta razão, as características químicas de uma água podem ser interpretadas como matéria orgânica ou inorgânica.

Além das fontes citadas também podem se constituir como contaminantes (ANA, 2021; BAZZOLI, 2017; FOSTER, 1993; HIRATA et al., 2019):

- i. canalizações urbanas (sólidos dissolvidos e em suspensão oriundos das emissões dos veículos automotores, resíduos de óleos graxos, fezes humanas e de animais);
- ii. poluentes atmosféricos (fumaças de indústrias, incinerações, dentre outros fatores). Os poluentes incluem hidrocarbonetos, químicos orgânicos sintéticos, químicos orgânicos naturais, metais pesados, composto de enxofre e de nitrogênio.



Figura 2. Diagrama representativo do tamanho das partículas sólidas da água.



Fonte: adaptado de Von Sperling (1996).

Conceitualmente define-se contaminação como “é a introdução no meio ambiente de organismos patogênicos, substâncias tóxicas ou outros elementos, em concentrações que possam afetar a saúde humana, sendo um caso particular de poluição” (ANA, 2021; ZOBY; MATOS, 2002). Existem basicamente duas formas de contaminações:

- contaminações pontuais que lançam poluentes em pequena escala, ou seja, os vazamentos dos tanques dos postos de combustíveis e efluentes de aterros sanitários;
- contaminações difusas que, por não serem muito bem localizadas, emitem poluentes em larga escala e se estendem sobre uma grande superfície, tais como: pesticidas agrícolas, nitratos de fossas sépticas, chuvas ácidas e atividades de mineração, que em elevadas concentrações podem atingir as águas subterrâneas.

Considerando que os aquíferos são corpos extensos e profundos, diferentemente dos cursos d'água não subterrâneas, o risco de contaminação das águas subterrâneas é estabelecido a partir da interação entre diversos fatores. Dentre os quais pode-se destacar a vulnerabilidade do aquífero, entendida como a maior ou

menor suscetibilidade a contaminação do material a um evento contaminador e a carga contaminante que é aplicada no solo, como resultado de uma ação antrópica (VASCONCELOS, 2002; REIS, 2013).

A Tabela 1 destaca o padrão microbiológico da água para consumo humano e a Tabela 2 mostra um resumo expansivo dos padrões de qualidade da água para consumo humano. A evolução das técnicas de análises físico-químicas e biológicas, ao longo do tempo, permitiu o aprimoramento dos padrões de potabilidade das águas para consumo humano. Neste cenário, é possível afirmar que as águas são consideradas potáveis quando podem ser consumidas pelo homem sem prejuízo a sua saúde (VASCONCELOS, 2002; REIS, 2013). Os padrões de potabilidade estão diretamente associados à qualidade da água fornecida ao consumidor e é obrigação da concessionária fornecedora da mesma, disponibilizar os resultados ao consumidor.

Tabela 1. Padrão microbiológico da água para consumo humano.

TIPO DE ÁGUA	PARÂMETRO	VALOR MÁXIMO PERMISSÍVEL (VMP) ¹
Água para consumo humano	<i>Escherichia coli</i> ⁽²⁾	Ausência em 100 mL
Água tratada na saída do tratamento	<i>Coliformes totais</i> ⁽³⁾	Ausência em 100 mL
Água tratada na saída do tratamento	<i>Escherichia coli</i>	Ausência em 100 mL

(1) Valor máximo permitido; (2) Indicador de contaminação fecal; (3) Indicador de eficiência de tratamento.

Fonte: adaptado Portaria de Consolidação Nº 05/2017 (MS, 2017).

Tabela 2. Resumo dos padrões de qualidade da água para consumo humano.

PARÂMETROS	UNIDADE	VALOR MÁXIMO PERMISSÍVEL (VMP)
Cor aparente ⁽¹⁾	uH	15
Gosto e odor ⁽²⁾	Intensidade	6
Turbidez ⁽³⁾	uT	5
Amônia (NH ₃)	mg L ⁻¹	1,5
Nitrato (NO ₃ ⁻)	mg L ⁻¹	10
Dureza total	mg L ⁻¹	500
Cloro residual livre	mg L ⁻¹	5
Sulfato	mg L ⁻¹	250

PARÂMETROS	UNIDADE	VALOR MÁXIMO PERMISSIVEL (VMP)
Sólidos dissolvidos totais	mg L ⁻¹	1000
Sódio	mg L ⁻¹	200
Ferro	mg L ⁻¹	0,3
Zinco	mg L ⁻¹	5
Manganês	mg L ⁻¹	0,1
Etilbenzeno	mg L ⁻¹	0,2
Monoclorobenzeno	mg L ⁻¹	0,12
Surfactantes (LAS)	mg L ⁻¹	0,5
Tolueno	mg L ⁻¹	0,17
Xilenos	mg L ⁻¹	0,3

(1) Unidade Hazen (mgPt-Co/L); (2) Intensidade máxima de percepção para qualquer característica de gosto e odor com exceção do cloro livre, nesse caso por ser uma característica desejável em água tratada; (3) Unidade de turbidez.

Fonte: adaptado da Portaria de Consolidação Nº 05/2017 (MS, 2017).

3.3. CONTAMINAÇÃO DA ÁGUA POR ESPÉCIES NITROGENADAS

O principal componente da atmosfera é o nitrogênio, que se encontra na sua forma molecular (N₂). Sua razão de mistura no ar seco é 78,08 % e sua massa na atmosfera é 3,98 x 10²¹ g de N₂. O nitrogênio gasoso (N₂) é quimicamente estável, da qual deriva o óxido nitroso (N₂O) que é o segundo gás de maior abundância na atmosfera. O ciclo do nitrogênio pode ser dividido em quatro mecanismos diferentes, tais como: fixação do nitrogênio atmosférico em nitratos, amonificação, nitrificação e desnitrificação (BRAGA et al., 2005; ROBERTSON et al., 1991).

Após a fixação do nitrogênio N₂ no solo (por bactérias) este componente químico é incorporado nas plantas e passa a fazer parte dos seres vivos através da cadeia alimentar. A partir da decomposição das matérias orgânicas produzidas pelos seres vivos é iniciado o processo de amonificação, em que bactérias mineralizam o nitrogênio e produzem gás amônia (NH₃) e sais de amônio (NH₄⁺) (HIGARASHI et al., 2008). A amônia é oxidada para nitrito (NO₂⁻) em um processo chamado de nitrificação que ocorre pela ação de bactérias aeróbias (nitrosomonas e nitrobactérias) (FEITOSA, 1999; PEDATI et al., 2017).

Os compostos derivativos de nitrogênio mais abundantes na atmosfera são os sais inorgânicos de amônio e nitrato. Os íons nitrato (NO₃⁻) e amônio (NH₄⁺) são os

componentes predominantes encontrados na água da chuva, e em menor abundância o nitrito (NO_2^-). Adicionalmente, uma série de compostos nitrogenados orgânicos estão presentes tanto no material particulado atmosférico quanto na água da chuva, tais como: ureia, aminas, aminoácidos, nitrofenóis, alquilamidas, alcaloides N-heterocíclicos e nitratos orgânicos (JICKELLS et al., 2013; RODRIGUES et al., 2017).

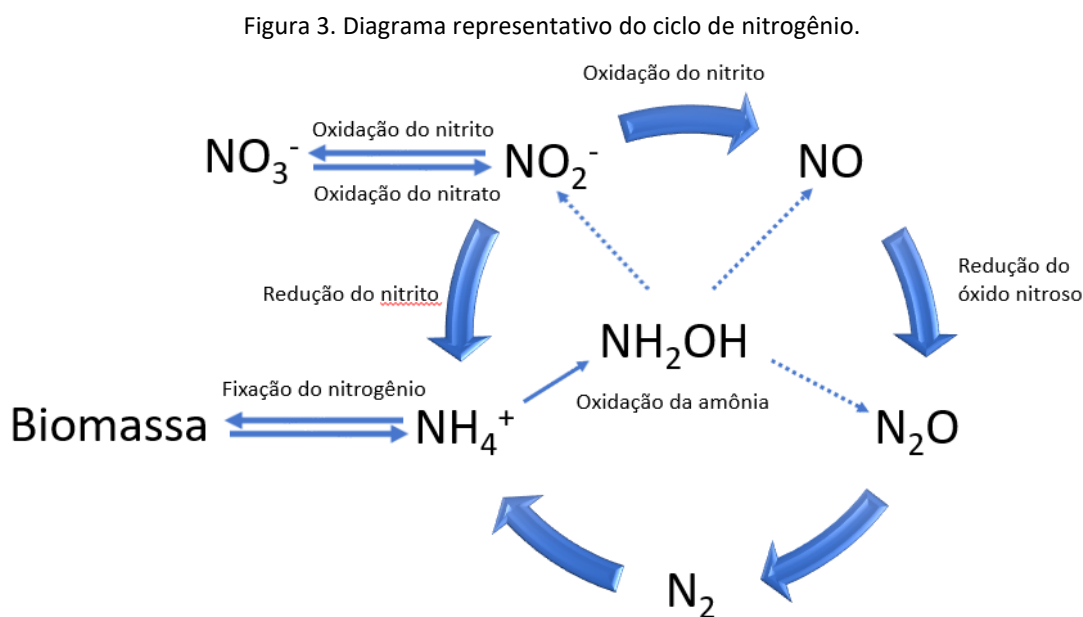
A partir da ação de bactérias pseudomas o nitrato é reduzido a nitrito e na sequência, a nitrogênio gasoso (N_2), este processo é denominado desnitrificação natural (BRAGA et al., 2005; RODRIGUES et al., 2017). A presença de nitrato nos aquíferos apresenta relação direta às atividades humanas, dentre as quais se destacam: as atividades agrícolas (esterco animal e uso de fertilizantes), lançamento desordenado de esgotos (acima e abaixo da superfície terrestre), lixões urbanos e cemitérios (fontes comuns, principalmente em países subdesenvolvidos), sistemas de *saneamento in situ*, como fossas sépticas e negras. Áreas sem esgotamento sanitário, onde há apenas sistemas de saneamento *in situ*, podem contribuir como focos de contaminação em aquíferos livres e rasos, principalmente em áreas de grande densidade populacional (CERH, 2019; VARNIER; HIRATA 2002).

No Brasil, existem vários estudos que abordam a contaminação de aquíferos por nitrato e amônio provenientes de efluentes domésticos (ANA, 2012; CERH, 2019; CETESB, 2020). Dentre os quais podem ser citados os estudos de Szikszay et al. (1990), Bernice (2010), Melo et al. (2011), Gomes e Barizon (2014); Freitas (2015), Dos Reis (1919). Há, ainda, trabalhos que detalham, principalmente por meio de experimentos de campo, o comportamento geoquímico da série nitrogenada, a exemplo de Carvalho (2001), Varnier e Hirata (2002), Cabral (2009) e Marques et al. (2019). Nestes trabalhos, são abordados a ocorrência de contaminações de aquíferos por espécies nitrogenadas, provenientes de sistema sépticos e/ou de práticas inadequadas de saneamento, e mostram a quantificação das contaminações e destacam ainda, o comportamento dessas espécies, correlacionando-as a outros constituintes químicos, a densidade populacional e aos teores observados em áreas saneadas e não saneadas. No entanto, poucos trabalhos apresentam detalhadamente a evolução geoquímica dos efluentes em sistemas sépticos, que ocorrem tanto na zona não saturada quanto na zona saturada e, principalmente, as transformações da série nitrogenada, em especial as questões associadas à desnitrificação (WILHELM et al., 1994; ZHENG et al., 2018).



3.4. NITROGÊNIO RELACIONADO ÀS ATIVIDADES HUMANAS

Como destacado anteriormente, o nitrogênio se desenvolve em meios aquosos e suas variações estão correlacionadas com diferentes níveis de oxidação. A amônia (NH_3) por exemplo, é encontrada nas células dos seres vivos, além de ser um componente fundamental das proteínas, sendo continuamente reciclada pelas plantas e animais (RESENDE, 2002). Uma das reações químicas mais importantes, realizada por microrganismos na química aquática, são as que envolvem compostos de nitrogênio (PEDATI et al., 2017). Portanto, o consumo de água com elevados índices de espécies de nitrogênio (N_2 ; NH_3 ; NH_4^+ ; NO_2^- ; NO_3^-) que ocorrem em águas que contenham bastante oxigênio dissolvido, acarretam danos à saúde (MA et al., 2019; ZHENG et al., 2018). Em contrapartida, o ciclo de nitrogênio (Figura 3) é vital para a cadeia alimentar ambiental, de modo que os vegetais fornecem matéria orgânica para as bactérias, definindo uma relação de benefícios denominada mutualismo (LIU; CHENG, 1997; MA et al., 2019).



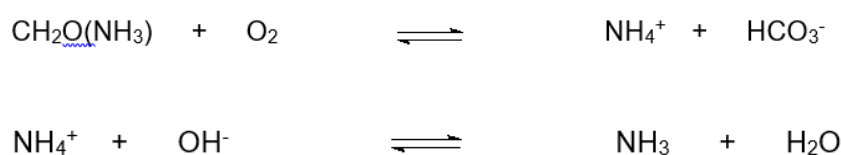
Fonte: adaptada Liu; Cheng (1997).

De forma abrangente pode-se prever que o íon NH_4^+ é a forma predominante de nitrogênio que penetra em superfícies subterrâneas. Podendo ser descarregado nos sistemas de disposição de esgotos ou ser transformado sob condições anaeróbias (Figura 3). Neste contexto, o transporte e o comportamento do íon NH_4^+ pode envolver adsorção, troca catiônica, incorporação em biomassa microbiana ou ser liberado para à

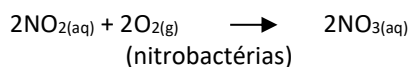
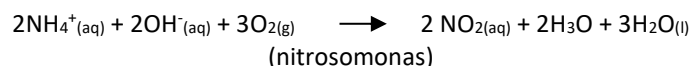
atmosfera em forma de gás (N_2). Dentre estas possibilidades, a adsorção é o principal processo que afeta o transporte do íon NH_3^+ no solo. Teores deste íon superiores a $0,50 \text{ mg L}^{-1}$ já indica contaminação do solo (MCGINNIS et al., 2019; ZHAO et al., 2018).

As bactérias *Rhizobium*, que vivem normalmente no solo, atuam no sistema radicular das leguminosas jovens e penetram através dos pelos absorventes, instalando-se nos tecidos corticais das raízes dos vegetais. Desta forma, proliferam e são capazes de fixar o composto N_2 atmosférico, transformando-o em sais nitrogenados, que são utilizados pelas plantas. Alguns desses organismos têm vida livre e outros vivem associados às raízes de leguminosas (feijão, soja, ervilha, dentre outros vegetais). Portanto, as espécies *Rhizobium* funcionam como um verdadeiro adubo vivo, fornecendo as plantas os sais de nitrogênio necessários ao desenvolvimento (PEDATI et al., 2017).

Como uma das principais fontes de nitrogênio é constituída por dejetos animais e humanos, pode-se esperar que os sistemas de saneamento *in situ* ocasionem aumento na concentração de nitratos nas águas subterrâneas (ZHAO et al., 2018). A matéria orgânica presente nos esgotos e nos resíduos vegetais produz amoníaco através do processo de decomposição e mediante a participação de bactérias especializadas. O processo de decomposição produz majoritariamente NH_4^+ . No entanto, quando o pH da água diminui ocorre a produção de NH_3 (ZHAO et al., 2018). Portanto, a formação dos íons amônio (NH_4^+) e amônia (NH_3) está condicionada ao pH da água, e ocorre segundo as equações químicas descritas a seguir.



A presença de nitritos em água indica processos biológicos ativos influenciados por poluição orgânica que resulta de decomposição biológica, devido à ação de microrganismos sobre o nitrogênio amoniacal, bem como por aditivos oriundos de efluentes industriais como por exemplo, produtos anticorrosivos de instalações industriais. Como dito anteriormente, o processo de nitrificação em meio aquoso ocorre pela ação de bactérias aeróbias e estão de acordo com as equações químicas descritas a seguir (ZHENG et al., 2018).



Neste processo as bactérias mineralizam o nitrogênio e produzem gás amônia (NH_3) e sais de amônio (NH_4^+). Na sequência, a amônia é oxidada para nitrito (NO_2^-) por bactérias do grupo nitrosomonas e o nitrito oxidado para nitrato (NO_3^-) em um processo chamado de nitrificação que ocorre pela ação de bactérias autótrofas do grupo nitrobactérias (FEITOSA, 1999).

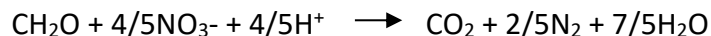
As bactérias quimissintetizantes que atuam na oxidação do íon NH_4^+ , são as nitrosomonas, sendo indício da presença de esgotos ou outra fonte de matéria orgânica. Como o nitrito é facilmente oxidado para nitrato, a concentração de nitritos (NO_2^-) em águas é geralmente reduzida (usualmente inferior a $0,3 \text{ mg L}^{-1}$). A presença deste componente em concentração elevada indica que a fonte de matéria orgânica presente na água encontra-se próximo do ponto onde foi feita a amostragem para análise. Portanto, sua persistência indica despejo contínuo de matéria orgânica (ZHENG et al., 2018).

O nitrato (NO_3^-) é o último estágio da oxidação do nitrogênio e resulta da ação de outras bactérias quimiossintetizantes, que são denominadas de nitrobactérias. Portanto, o íon NO_3^- representa a fase final do processo de oxidação biológica. Portanto, resultados de análise com altas concentrações de nitratos indicam que a matéria orgânica que entrou em contato com a água encontrava-se totalmente decomposta (MA et al., 2019).

O processo de nitrificação ocorre preferencialmente na zona não saturada, onde a matéria orgânica e oxigênio estão presentes em quantidade suficiente para o processo. No entanto, devido às condições anaeróbias, o íon nitrato pode ser produzido, em pequenas quantidades, diretamente do sistema de infiltração de efluentes. Como o nitrato possui carga negativa, não é atraído pelas partículas do solo, que também são carregadas negativamente. Portanto, não são absorvidos pelo solo, por esta razão possuem mobilidade superior aos demais constituintes inorgânicos, que figuram nas normas de qualidade de água (MA et al., 2019).

Devido a sua ampla distribuição, fácil mobilidade em superfícies aquáticas subterrâneas e estabilidade em sistemas aeróbios, o nitrato torna-se o contaminante mais problemático que imprime forte ameaça à saúde humana e animal (BAIRD; CANN, 2011; JIA et al., 2017). Neste ambiente, onde sua estabilidade é elevada (em águas subterrâneas o nitrato é a forma mais estável de nitrogênio dissolvido), o principal mecanismo de atenuação deste contaminante, consiste na diluição hidráulica que ocorre ao longo do seu transporte. Em função do potencial redutor das águas subterrâneas, desencadeia-se o processo de desnitrificação (JIA et al., 2017).

Neste ponto é importante reforçar que apesar da maior parte dos processos do ciclo do nitrogênio ter ocorrência nos solos, a etapa de desnitrificação raramente remove os excessos de nitrato no solo. Lembrando que na desnitrificação o nitrato é reduzido a nitrito e posteriormente a nitrogênio gasoso (N_2), via a ação de bactérias pseudomonas (BRAGA et al., 2005). Neste processo, as bactérias utilizam o oxigênio contido em compostos nitrogenados para sua respiração, e o nitrato é reduzido a óxido de nitrogênio (N_2O) ou nitrogênio molecular (N_2), conforme a equação química:



A transformação de moléculas de aminoácidos em nitrogênio amoniacal (NH_3) e depois em amônia (NH_4^+), indica que a água foi contaminada com excretas, com consequente processo de oxidação, em que sequencialmente ocorrerá a produção de nitrogênio nitroso (nitrito/ NO_2^-) e nitrogênio nítrico (nitrato/ NO_3^-) (HOCAOGLU et al., 2016).

O nitrogênio amoniacal tem toxidez variável, dependendo do pH, temperatura e salinidade. Resumindo, o íon NH_4^+ é a forma intermediária, ainda não totalmente ionizada, entre o composto nitrogenado proveniente de origem natural (proteínas, clorofila e outros compostos bioquímicos) e dos excretos de animais e humanos, quando sob ação microbiana sofrem degradação, decomposição e hidrólise, originando a amônia ionizada (NH_4^+). Então, as frações encontradas em uma amostra de água analisada, são classificadas como: fração tóxica, fração não tóxica, matéria orgânica não ionizada (NH_3) e matéria orgânica ionizada (NH_4^+). Desta forma, a medição do nitrogênio amoniacal possibilita o monitoramento da contaminação de águas por

esgotos domésticos ou poluição industrial, bem como é indicador do consumo de oxigênio que se dá pelo desencadeamento do processo de nitrificação, com possibilidade do crescimento de algas (BARTUCCA et al., 2016).

Como o nitrogênio amoniacal é um dos primeiros passos da decomposição da matéria orgânica, sua presença indica contaminação recente e pode estar relacionada à construção precária dos poços e falta de proteção do acervo subterrâneo (ALABURDA; NISHIHARA, 1998; JIA et al., 2017; MOORCROFT et al., 2001).

Outras espécies tóxicas são as nitrosaminas e nitrosamidas que podem surgir como produtos de reação entre o nitrito (ingerido ou formado pela redução bacteriana do nitrato), e aminas ou amidas presentes nos alimentos. O pH ótimo para a reação de nitrosaminação é entre 2,5 a 3,5, faixa semelhante à encontrada no estômago humano após a ingestão de alimentos. Tanto as nitrosaminas como as nitrosamidas estão relacionadas com o aparecimento de tumores em animais de laboratório (BAIRD; CANN, 2011; HOCAOGLU et al., 2016).

Embora a legislação estabeleça que, a água destinada ao abastecimento humano não deva conter mais que 10 mg L^{-1} de nitrato, devido à capacidade do organismo em reverter o processo, produzindo nitrito por redução de nitrato, tem-se conhecimento que, acima de 4 ppm, por meio de uso contínuo, o organismo humano sofre devido ao efeito acumulativo (MIGLIORINI, 2002).

Do ponto de vista alimentício, os nitratos e nitritos são comumente usados como conservantes e/ou colorantes de carnes, embutidos e alguns derivados de peixe. Em alguns lugares (principalmente na proximidade de criação de gado ou de amplas plantações com adubos químicos) as fontes de águas naturais já se tornaram impróprias ao consumo, especialmente para recém-nascidos (JIA et al., 2017).

Rademacher (1992) levantou dados, que mostra que o consumo de água portadora de nitrato é um possível fator de risco associado com o linfoma de Hodgkin's, hipertensão, desordem da tireoide e defeitos do nascimento além de abortos. No entanto, West (1985) comenta que devido a razões diversas, torna-se difícil enfatizar as relações entre o nitrato/nitrito ingeridos pelo consumo de água e o câncer ou defeitos no nascimento. Isso ocorre, em parte porque o nitrato e nitrito consumidos pelo homem são oriundos de várias fontes alimentares, já que as exposições individuais variam amplamente.



Segundo Gilli e colaboradores (1994) o teor mais elevado de vitamina encontrada nos vegetais orgânicos, representa dupla garantia para a saúde do consumidor. Isso porque a vitamina C é um inibidor e antioxidante muito eficaz da transformação de nitratos em nitritos. No caso de compostos nitrogenados e seus metabólitos, acredita-se que sua ação esteja relacionada com a ação antioxidante da vitamina C e de outros antioxidantes que protegem o DNA, e são capazes de provocar a desaminação de purinas e pirimidinas do DNA, do mesmo modo que o óxido nitroso, já referido como responsável por mutações de ponto no gene supressor de tumor TP53 (CÉSAR et al., 2002).

Os fatores que controlam a composição química natural das águas subterrâneas é uma função complexa de muitas variáveis, em que se incluem: temperatura, pressão, tempo de contato, grau de porosidade e permeabilidade, fraturamento das rochas, déficit de saturação, composição da água de recarga, composição mineralógica das rochas (sedimentos), as propriedades hidrogeológicas, a própria mistura de águas e algumas propriedades específicas de cada espécie química, bem como os processos geoquímicos e biogeoquímicos gerais (PEDATI et al., 2017).

No caso de águas contaminadas pela poluição ambiental, existem disponíveis técnicas de descontaminação que vão desde a injeção de produtos no ambiente subterrâneo, que provocam a desnitrificação da água contaminada, até o simples procedimento de mesclar águas contaminadas com outras em que a concentração de nitrato é menor, permitindo fornecer águas com teores mais aceitáveis. Atualmente, as técnicas de desnitrificação em larga escala (acervos subterrâneos) ainda estão no campo da pesquisa e o mais comum é encontrar empresas concessionárias de água que têm realizado os procedimentos de diluição entre águas (MELO et al., 2011; ZHANG et al., 2019). Do ponto de vista científico, muitos processos físico-químicos estão sendo pesquisados objetivando-se a recuperação de águas contaminadas, como destacado no tópico seguir.

3.5. TECNOLOGIAS DESENVOLVIDAS PARA REMOÇÃO DE NITRATO

A contaminação da água por nitrato resultou no desenvolvimento de várias técnicas de tratamento/purificação com base nos processos físico-químicos e biológicos



utilizados para identificar, remover ou reduzir a quantidade de poluentes tóxicos encontrados (MOORCROFT et al., 2001).

O nitrato devido à sua elevada estabilidade e solubilidade, não precipita ou é adsorvido facilmente por esta razão é de difícil remoção utilizando as tecnologias convencionais de tratamento (BARROS, 2003; LOGANATHAN et al., 2013). De forma abrangente, a utilização de processos físico-químicos na remoção de íon nitrato em águas de abastecimentos, ainda é limitada devido ao alto custo de instalação, operação e gasto de energia para funcionamento do processo. Além disso, produzem resíduos contendo grandes concentrações de nitratos e outros íons presentes na água (cloro e sulfato por exemplo) (KARANASIOS et al., 2010; ZHANG et al., 2019). Dentre os vários métodos disponíveis para a diminuição da concentração de nitrato a níveis aceitáveis, os que têm sido mais utilizados são: troca iônica, tecnologia de membranas, adsorção e tratamento biológico (BATTAS et al., 2019; SHRIMALI; SINGH, 2016; SUN et al., 2019).

O processo de troca iônica se baseia na passagem de água contaminada por uma coluna preenchida com resina contendo grupos funcionais neutralizados por ânions de bases fortes, que são trocados pelo contaminante até a exaustão completa da resina. Este processo é muito eficaz, já que é de fácil controle, sua automação é simples e as temperaturas típicas não afetam a sua operação. No entanto, a troca iônica requer um fornecimento contínuo de substâncias químicas (CUNHA, 2002; PARK; YOO, 2009).

Na tecnologia de membranas o princípio da remoção dos íons se baseia na passagem forçada da água contaminada, por uma membrana semipermeável, com aplicação de pressão superior à osmótica, que filtra o íon nitrato. No entanto, o processo não é seletivo e remove outros íons presentes na água, bem como componentes orgânicos em suspensão, partículas coloidais, sólidos totais dissolvidos é ainda, necessita de pós-tratamento de salmoura que se forma durante o processo (BARBOSA, 2005; ZHENG et al., 2018).

A adsorção tem sido empregada com sucesso para remoção de nitrato de água e consiste em um processo de transferência de massa entre adsorvente (material sobre cuja superfície ocorre a adsorção) e adsorbato (substância adsorvida). Para que o processo de adsorção seja eficiente é necessário que o adsorvente tenha durabilidade, elevada seletividade e capacidade de adsorção (IMMICH et al., 2009; JIMENEZ et al., 2004; NASCIMENTO et al., 2014).



Os processos biológicos de desnitrificação são considerados economicamente viáveis e promissores para remoção de nitrato de água contaminada. Este método consiste na redução biológica dos nitratos ou nitritos a nitrogênio molecular (N_2) em ambiente anóxico, que contempla um ambiente biocompatível com pouco (ou nenhum) oxigênio dissolvido. Neste processo, as espécies nitrogenadas (nitratos e nitritos) funcionam como aceptores de elétrons na cadeia de transporte, quando uma fonte orgânica de carbono está disponível. O tipo de doador de elétrons é a principal diferença entre os processos heterotróficos e autotróficos de remoção biológica de nitrato. As bactérias heterotróficas utilizam diferentes compostos de carbono como doadores de elétrons e as bactérias desnitrificantes utilizam o oxigênio dos nitratos e nitritos (FRANCO NETO, 2011; REZAEI et al., 2010; ZHAO et al., 2018).

A desnitrificação biológica tem atraído o interesse de muitos pesquisadores, por reduzir custos operacionais e eliminar fontes externas de carbono (LEE et al., 2016). As fontes de carbono externas mais comumente usadas são os álcoois metanol e etanol e, ainda, acetatos. Como exemplos típicos, destacam-se (JIA et al., 2017; MOHSENI-BANDPI et al., 2013):

- i. efluentes de indústrias de produtos alimentares, como o melaço e a cerveja;
- ii. efluentes da destilação do vinho;
- iii. lixiviados de resíduos alimentares;
- iv. resíduos de suinicultura;
- v. lamas hidrolisadas.

A desnitrificação biológica é um processo amplamente estudado para remoção de nitrato das águas residuais. Dentre os benefícios encontram-se: a capacidade de remoção seletiva de nitrato, a conversão do poluente num composto inócuo (nitrogênio molecular), e o custo/benefício, que é superior aos outros processos. Destacando dois exemplos, a utilização desta técnica para tratamento de água de abastecimento público encontra-se implementada na Alemanha e nos Estados Unidos (HOCAOGLU et al., 2016; KHORDAGUI; MANCY, 2015; MCGINNIS et al., 2019).

Os principais processos biológicos usados no tratamento de águas podem ser divididos em duas categorias: tratamento com biomassa suspensa ou tratamento com biomassa fixa. Nos processos de biomassa suspensa, os microrganismos responsáveis



pelo tratamento são mantidos em suspensão por processos apropriados de mistura. No processo de biomassa fixa os microrganismos responsáveis pelo biotratamento de poluentes, como o nitrato, estão aderidos a um material inerte formando um biofilme. Os materiais usados como suporte bacteriano incluem rochas, cascalho, areia e vários tipos de plástico e outros materiais sintético (TORRES, 2011; ZHANG et al., 2019).

Processos através da combinação de desnitrificação biológica, eletrodialise e redução química têm sido investigados. No método de redução química são utilizadas partículas metálicas de ferro e alumínio, em que a redução de nitrato é realizada em condições de pH relativamente baixo (de preferência $\text{pH} < 4$), já que reduz a corrosão do ferro. O processo vem sendo otimizado pelo uso de partículas de ferro em escala nanométrica, devido à maior reatividade da área de superfície. No entanto, os altos custos associados com o armazenamento, preparação, estabilidade e rápida oxidação das nanopartículas de ferro nas condições ambientais (meio aquoso neutro ou com variação de pH) limitam suas aplicações em larga escala (HOU et al., 2015; ZHANG et al., 2019).

Na Tabela 3 encontram-se destacados algumas vantagens e desvantagens pertinentes aos principais processos de remoção de nitrato de água para consumo humano. Do ponto de vista dos custos de instalação e operação, a desnitrificação em água tem se mostrado com potenciais vantagens econômicas. A desvantagem, desse processo de tratamento consiste na necessidade de um controle preciso, pois existem riscos de excesso de dosagem de carbono, e conseqüentemente deterioração da qualidade da água (XUMING; JIANLONG, 2009; ZHENG et al., 2018).

Tabela 3. Comparação entre os principais processos de remoção de nitrato de água para consumo humano.

PROCESSOS	VANTAGENS	DESVANTAGENS	REFERÊNCIA
Físico-químico (Troca iônica)	<ul style="list-style-type: none"> Alta eficiência quando outros íons não interferem; Remoção de nitrato mesmo quando as concentrações já são baixas; Podem remover altas concentrações de nitrato. 	<ul style="list-style-type: none"> Produce salmoura concentrada necessitando de pós-tratamento; Necessita de tratamento para evitar a obstrução do leito fixo; Inibição de outros íons. 	BHATNAGARA; SILLANPÄÄB, 2011; EBRAHIM; ROBERTS, 2015.

PROCESSOS	VANTAGENS	DESVANTAGENS	REFERÊNCIA
Físico-químico (Ultrafiltração Osmose reversa Eletrodialise)	<ul style="list-style-type: none"> • Alta eficiência na remoção; • Podem remover altas concentrações de nitrato. 	<ul style="list-style-type: none"> • Substituição da membrana devido à saturação; • Produz alta concentração de salmoura. 	RAVNJAK et al., 2013; ZHANG; ANGELIDAK, 2013.
Biológico (Desnitrificação)	<ul style="list-style-type: none"> • Transformação de nitrato em gás nitrogênio inofensivo; • Melhor custo-benefício comparado com outros processos; • Remoção de nitrato contínua e estável; • Não há necessidade de fazer pausas intermitentes no reator para manutenção/reparação. 	<ul style="list-style-type: none"> • Necessidade de doador de elétrons; • Liberação de sólidos suspensos; • Necessita de longo tempo para partida; • Vulneráveis as condições ambientais e metabólicas. 	OVEZ et al., 2016.

Fonte: adaptado Torres (2011).

4. CONSIDERAÇÕES FINAIS

O nitrogênio é o principal componente da atmosfera, ocupando aproximadamente 78% de seu volume, podendo existir no seu estado livre como gás N_2 , como amônia protonada (NH_4^+), ou íons aniônicos (NO_2^- e NO_3^-). O íon nitrato NO_3^- por exemplo, é termodinamicamente estável sob condições de superfície e tem grande importância para o ciclo do nitrogênio, sendo a principal fonte de nitrogênio para as plantas. Segundo a United States Environmental Protection Agency, o excesso de nitrogênio do solo, geralmente proveniente de fontes antrópicas (emissões provenientes de automóveis, indústrias, criação de gado, dentre outras), não é assimilado pelas plantas, e eventualmente se deposita no solo e contamina as águas subterrâneas na forma NO_3^- , a partir da infiltração das águas das chuvas, via processo denominado lixiviação. Este íon mantém-se estável em ambientes oxidantes, tais como: aquíferos, rochas fraturadas, sedimentos de alta permeabilidade ou pouco profundos. De forma abrangente, a utilização de processos físico-químicos na remoção do íon NO_3^- em águas de abastecimentos, é limitada devido ao alto custo de instalação, operação e demanda energética no funcionamento do processo. Dentre os vários métodos disponíveis para remoção de nitrato, destacam-se: troca iônica, tecnologia de membranas, adsorção e tratamento biológico.

Através da discussão apresentada neste livro pode-se observar que há falhas nas práticas de uso da água. Além disso, é preciso ressaltar a importância da conscientização relativa aos riscos com a saúde humana e ambiental. Os dados indicam que a contaminação por nitrato está relacionada à densidade populacional, ao histórico de ocupação urbana e seu desenvolvimento, com destaque para o saneamento com disposição local de efluentes domésticos (fossas e sumidouros) e a ocupação urbana irregular e desordenada. Valores de nitrato aparecem acima do valor máximo permissível em bairros densamente povoados e com um histórico mais antigo de ocupação.

A utilização de processos físico-químicos na remoção de íon nitrato em águas de abastecimentos ainda é limitada, devido ao alto custo de instalação, operação e gasto de energia para funcionamento do processo. Adicionalmente, produz-se grandes quantidades de resíduos que são constituídos por nitratos e outros materiais. Nesta perspectiva, o aumento da contaminação das águas por compostos nitrogenados vem merecendo atenção especial, uma vez que está se tornando um problema mundial, devido a sua ampla e diversificada procedência. Portanto, o monitoramento físico-químico e bacteriológico de forma contínua das águas subterrâneas possibilitará que os riscos de contaminações sejam eliminados com certa antecedência, garantindo a segurança e melhoria da qualidade de vida.

REFERÊNCIAS

- ALABURDA, J.E.; NISHIHARA, L. Presença de compostos de nitrogênio em águas de poços. **Revista de Saúde Pública**, v. 32, p. 160-165, 1998.
- ANA - Agência Nacional de Águas e Saneamento Básico. 2021. Atlas Águas: Segurança Hídrica do Abastecimento urbano. https://metadados.snirh.gov.br/files/d77a2d01-0578-4c71-a57e-87f5c565aacf/ANA_ATLAS_Aguas_AbastecimentoUrbano2021.
- ANA - Agência Nacional de Águas e Saneamento Básico. 2019. Plano Nacional de Segurança Hídrica (PNSH). <https://antigo.mdr.gov.br/images/stories/ArquivosSNSH-ArquivosPDF/PNSH>.
- ANA - Agência Nacional de Águas e Saneamento Básico. 2012. Estudos hidrogeológicos para a orientação do manejo das águas subterrâneas da região metropolitana de Natal/RN.



https://metadados.snirh.gov.br/geonetwork/srv/api/records/1a1693f1-68f6-4697-9232-fecb8f42a035/attachments/RMN_RF_Volume_03-Estrategias_de_Manejo_Sustentavel.

BAIRD, C.; CANN, M. Química Ambiental. 4. ed. Porto Alegre: Bookman, 2011.

BARBOSA, C. F. Hidrogeoquímica e a contaminação por nitrato em água subterrânea no bairro Piranema Seropédica-RJ. Dissertação - Universidade Estadual de Campinas, Campinas, 2005.

BARROS, W. N. Estudos para determinação de eficiência de sistema de remoção de nitratos em águas superficiais ácidas com resina do tipo IMAC-HP-555. **Rohm and Haas**, 2003.

BARTUCCA, M. L; MIMMO, T; CESCO, S; BUONO, D. D. Nitrate removal from polluted water by using a vegetated floating system. **Science of the Total Environment**, v. 542, p. 803-808, 2016.

BATTAS, A.; EL GAIDOUMI, A.; KSAKAS, A.; KHERBECHE, A. Adsorption study for the removal of nitrate from water using local clay. **The Scientific World Journal**, ID 9529618, 2019.

BAZZOLI, N. O Uso da desinfecção no combate à cólera. Recife: FNS/Opas, 2017.

BERNICE, A. M. Evolução da contaminação por nitrato em aquíferos urbanos: estudo de caso em Urânia (SP). 2010. 141 f. Dissertação - Instituto de Geociências, Universidade de São Paulo, São Paulo, 2010.

BHATNAGARA, A; SILLANPÄÄB, M. A review of emerging adsorbents for nitrate removal from water. **Chemical Engineering Journal**, v. 168, p. 493-504, 2011.

BIGUELINI, C. P; GUMY, M. P. Saúde ambiental: índices de nitrato em águas subterrâneas de poços profundos na região sudoeste do Paraná. **Revista Faz Ciência**, v. 14, n. 20, p. 153-175, 2012.

BRAGA, B.; HESPANHOL, J. G. I.; LOTUFO, C. Introdução à engenharia ambiental: o desafio do desenvolvimento sustentável. 2. ed. São Paulo: Pearson Prentice Hall, 2005.

BRASIL. Ministério da Saúde. Portaria n. 2914. Estabelece os procedimentos e responsabilidades relativas ao controle e vigilância da qualidade da água para o consumo humano e seu padrão de potabilidade e dá outras providências. Brasília, 12 de dezembro de 2011.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. Lei 6938, de 31 de agosto de 1981. http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/Leis/L6938.htm

- CABRAL, N. T.; RIGHETTO, A. M.; QUEIROZ, M. A. Comportamento do nitrato em poços do aquífero Dunas/Barreiras nas explorações Dunas e Planalto, Natal, RN, Brasil. **Engenharia Sanitária Ambiental**, v. 14, p. 299-306, 2009.
- CAPUCCI, E.; MARTINS, A. M.; MANSUR, K. L.; MONSORES, A. L. M. Poços tubulares e outras captações de águas subterrâneas. Rio de Janeiro: DRMRJ Departamento de Recursos Minerais do Rio de Janeiro, 2001.
- CARVALHO, E. R. C. Contaminação de águas subterrâneas por nitrato e sua relação com a estrutura hidrogeológica nos bairros de Pirangi e Ponta Negra - Natal/RN. Recife: SGNE, 2001.
- CERH - Conselho Estadual de Recursos Hídricos. 2019. Nitrato nas águas subterrâneas: desafios frente ao panorama atual.
- CÉSAR, A. C. G; SILVA, A. E; TAJARA, E. H. Fatores genéticos e ambientais envolvidos na carcinogênese gástrica. **Arquivos de Gastroenterologia**, v. 39, p. 253-259, 2002.
- CETESB - Companhia Ambiental do estado de São Paulo. 2022. Águas Subterrâneas. <https://cetesb.sp.gov.br/aguas-subterraneas/informacoes-basicas/poluicao-das-aguas-subterraneas/>
- CETESB - Companhia Ambiental do Estado de São Paulo. 2020. Qualidade das águas subterrâneas do Estado de São Paulo. <https://cetesb.sp.gov.br/aguas-subterraneas/wp-content/uploads/sites/13/2021/07/Boletim-de-Qualidade-da-Aguas-Subterraneas-no-Estado-de-Sao-Paulo-2020>.
- CHAVES FORTES, A. C.; BARROCAS, P. R. G.; KLIGERMAN, D. C. A vigilância da qualidade da água e o papel da informação na garantia do acesso. **Saúde Debate**, v. 43, n. 3, p. 20-34, 2019.
- CHEUNG, K.; POON, B.; LAN, C.; WONG, M. Assessment of metal and nutrient concentrations in river water and sediment collected from the cities in the Pearl River Delta, South China. **Chemosphere**, p. 1431-1440, 2003.
- CNRH - Conselho Nacional de Recursos Hídricos. 2002. Resolução Nº 22, de 24 de maio de 2002. <https://www.ceivap.org.br/ligislacao/Resolucoes-CNRH/Resolucao-CNRH%2022>.
- CONAMA - Resolução CONAMA nº 357/2005, que dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências. Resolução CNRH nº 91/2008, que estabelece os procedimentos gerais para o enquadramento dos corpos d'água superficiais e subterrâneos. Resolução CONAMA nº 396/2008, que estabelece o enquadramento das águas subterrâneas. Resolução CONAMA nº 397/2008, que altera o art. 34 da



Resolução CONAMA 357/2005. <http://pnqa.ana.gov.br/enquadramento-bases-legais.aspx>

COSTA, C. L.; LIMA, R. F.; PAIXÃO, C. G.; PANTOJA, L. D. M. Avaliação da qualidade das águas subterrâneas em poços do estado do Ceará, Brasil. **Ciências Biológicas e da Saúde**, p. 171-180, 2012.

CUNHA, O. A. Resina de troca iônica para tratamento de água industrial. **Journal Rohm and Hass**, v. 123, p. 19-23, 2002.

DO NASCIMENTO, T. S.; PEREIRA, R. O. L.; DE MELLO, H. L. D.; COSTA, J. Metemoglobinemia: do Diagnóstico ao Tratamento. **Revista Brasileira de Anestesiologia**, v. 58, n.6, p. 651-66, 2008.

DOS REIS, S. M. Utilização de parâmetros físico-químicos e biológico no monitoramento de águas de abastecimento público da cidade de Natal/RN e estudo biotecnológico de descontaminação de nitrato desenvolvido a base de *Croton cajucara* Benth. impregnado com resina aniônica. 2019. 159 f. Dissertação - Universidade Potiguar, Natal/RN.

EBRAHIM, S.; ROBERTS, D. J. Sustainable nitrate-contaminated water treatment using multi cycle ion-exchange/bioregeneration of nitrate selective resin. **Journal of Hazardous Materials**, v. 262, p. 539-544, 2015.

EPA. Environmental Protection Agency. USA: Office of Water groundwater drinking Water, 2011.

FEITOSA, E. C. Pesquisa de águas subterrâneas: hidrologia - conceitos e aplicações. Fortaleza: REFO/CPRM, 1999.

FOSTER, S. Determinação do Risco de Contaminação das Águas Subterrâneas: um estudo baseado em dados existentes. São Paulo: Instituto Geológico, 1993.

FRANCO NETO, I. F. Estudo dos processos de nitrificação e desnitrificação numa Estação de Tratamento de Águas Residuais. Lisboa-PT. Dissertação - Universidade Nova de Lisboa, 2011.

FREITAS, J. L. M. Avaliação preliminar da contaminação do Aquífero Bauru em um município com vocação para avicultura. 2015. 68 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil e Ambiental) - Faculdade de Engenharia, Universidade Estadual Paulista, Bauru/SP.

FU, B. J.; ZHUANG, X. L.; JIANG, G. B.; SHI, J. B.; LU, Y. h. Feature: environmental problems and challenges in China. **Environmental Science & Technology**, v. 41, p. 7597-7602, 2007.

- FUNASA - Fundação Nacional de Saúde. 2019. Manual de Saneamento, 5ª edição. <http://www.funasa.gov.br/biblioteca-eletronica/publicacoes/engenharia-de-saude-publica>.
- GILLI, G; CORRAO, G.; FAVILLI, S. Concentration of nitrates in drinking water and incidence of gastric carcinomas. **Science of the Total Environment**, v. 34, n. 1-2, p. 35-48, 1994.
- GOMES, M. A. F; BARIZON, R. R. M. Panorama da contaminação ambiental por agrotóxicos e nitrato de origem agrícola no Brasil: cenário 1992/2011. EMBRAPA, 2014.
- HIGARASHI, M. M.; KUNZ, A.; MATTEI, R. M. Aplicação de adsorção para remover amônia de efluentes suínos pré-tratados. **Química Nova**, v. 31, n. 5, p. 1156-1160, 2008.
- HIRATA, R.; SUHOGUSOFF, A.; MARCELLINI, S. S.; VILLAR, P. C.; MARCELLINI, L. As águas subterrâneas e sua importância ambiental e socioeconômica para o Brasil. São Paulo: Universidade de São Paulo/Instituto de Geociências, 2019.
- HIRATA, R.; ZOBY, J. L. G.; DE OLIVEIRA, F. R. Água subterrânea: reserva estratégica ou emergencial. In: Águas do Brasil: análises estratégicas. Org. Carlos E. de M. Bicudo; José Galizia Tundisi; Marcos C. Barnsley Scheuenstuhl. Ed. Academia Brasileira de Ciências, Capítulo 9, pp. 149-161, 2010.
- HOCAGLU, S. M.; INSEL, G.; COKGOR, E. U.; ORHON, D. Effect of low dissolved oxygen on simultaneous nitrification and denitrification in a membrane bioreactor treating black water. **Bioresource Technology**, p. 4333-4340, 2016.
- HOU, M.; TANG, Y.; XU, J.; PU, Y.; LIN, A.; Zhang, L.; XIONG, J.; YANG, X. Ji.; WAN, P. Nitrate reduction in water by aluminum-iron alloy particles catalyzed by copper. **Journal of Environmental Chemical Engineering**, v. 3, p. 2401-2407, 2015.
- IMMICH, A. P. S.; SOUSA, A. A. U.; ARRUDA, S. M.; SOUSA, G. U. Adsorption of remazol blue RR from textile effluents using *Azadirachta indica* leaf powder as an alternative adsorbent. **Adsorption Science & Technology**, v. 27, p. 461-478, 2009.
- JIA, W.; LIANG, S.; ZHANG, J.; NGO, H. H.; GUO, W.; YAN, Y.; ZOU, Y. Nitrous oxide emission in low-oxygen simultaneous nitrification and denitrification process: sources and mechanisms. **Bioresource Technology**, p. 444-451, 2017.
- JICKELLS, T.; BAKER, A. R.; CAPE, J. N.; CORNELL, S. E.; NEMITZ, E. The cycling of organic nitrogen through the atmosphere. **Philosophical Transactions of the Royal Society B**, 368: 20130115, 2013.



- JIMENEZ, S. R.; DAL BOSCO, M. S.; CARVALHO, A. W. Remoção de metais pesados de efluentes aquosos pela zeólita natural esolecita – influência da temperatura e do pH na adsorção em sistemas monoelementares. **Química Nova**, v. 27, n. 5, p. 734-738, 2004.
- KARANASIOS, K. A.; VASILIOU, I. A.; PAVLOU, S.; VAYENAS, D. V. Hydrogenotropic denitrification of potable water: a review. **Journal of Hazardous Materials**, p. 20-37, 2010.
- KHORDAGUI, H. K.; MANCY, H. K. Formation of trihalomethanes during disinfection of drinking water. **Water Quality Bulletin**, p. 37-43, 2015.
- KUCHLER, I. L.; MIEKELEY, N.; FORSBERG, B. R. A contribution to the chemical characterization of rivers in the Rio Negro Basin, Brazil. **Journal of the Brazilian Chemical Society**, v. 11, p. 286-292, 2000.
- LEE, D.; LEE, I.; CHOI, Y.; BAE, J. Effects of external carbon source and empty bed contact time on simultaneous heterotrophic and sulfur-utilizing autotrophic denitrification. **Process Biochemistry**, v. 36, p. 1215-1224, 2016.
- LIU, C. W.; CHENG, L. H. Hydrogeological investigation of a groundwater contamination site in Southern Taiwan. **Environmental Geology**, p. 238-245, 1997.
- LOGANATHAN, P.; VIGNESWARAN, S.; KANDASAMY, J. Enhanced removal of nitrate from water using surface modification of adsorbents a review. **Journal of Environmental Management**, v. 131, p. 363-74, 2013.
- MA, P.; LIU, S.; YU Q.; LI, X.; HAN, X. Sources and transformations of anthropogenic nitrogen in the highly disturbed Huai river basin, eastern China. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 26, n. 11; p. 11153-11169, 2019.
- MARQUES, C. H. G.; TERADA, R.; GALVÃO, P.; HIRATA, R. Águas Subterrâneas, v. 33, n. 3, p. 258-269, 2019.
- MARTÍNEZ, de Z. F. J. M.; GARCÍA, Í. J. P.; DOMÍNIGUEZ, C. M. Metahemoglobinemia in infants over one year. **Medicina Clínica**, v. 151, n. 7, p. 278-280, 2018.
- MATO, A. P. Determinação de nitratos, nitritos e prováveis fontes de contaminação em águas de poços e sua influência na metahemoglobinemia infantil. Dissertação - Universidade Mackenzie, São Paulo, 1996.
- MCGINNIS, S.; MARINI, D.; AMATYA, P.; MURPHY, H. M. Bacterial contamination on latrine surfaces in community and household latrines in Kathmandu, Nepal. **International Journal of Environmental Research and Public Health**, v. 16, n. 2, p. 257-257, 2019.



- MELO, J. G.; VASCONCELOS, M. B.; ALVES, R. S.; SOARES, N. C. Problemas de manejo de águas subterrâneas em ambientes urbanos: o caso do Município de Natal, RN. *In: XIX Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos*, 12, 2011, Maceió: Centro Cultural e de Exposições Ruth Cardoso, 2011.
- MIGLIORINI, R. B. Cemitérios contaminam o meio ambiente: um estudo de caso. Cuiabá: Editora da UFMT, 2002.
- MOHSENI-BANDPI, A; ELLIOTT, D. J; ZAZOULI, M. A. Biological nitrate removal processes from drinking water supply-a review. **Journal of Environmental Health Sciences & Engineering**, v. 11, p. 1-11, 2013.
- MOORCROFT, M. J.; DAVIS, J.; COMPTON, R. G. Detection and determination of nitrate and nitrite: a review. **Talanta**, v. 54, n. 5, p. 785-803, 2001.
- MS - Ministério da Saúde. 2017. Portaria de Consolidação Nº 5, de 28 de setembro de 2017. Estabelece os procedimentos e responsabilidades relativas ao controle e vigilância da qualidade da água para o consumo humano e seu padrão de potabilidade e dá outras providências. http://portalsinan.saude.gov.br/images/documentos/Legislacoes-Portaria_Consolidacao_5_28_Setembro_2017.
- NASCIMENTO, R. F.; LIMA, A. C. A.; VIDAL, C. B.; MELO, D. Q.; RAULINO, G. S. C. Adsorção: aspectos teóricos e aplicações ambientais. 1. ed. Fortaleza: Imprensa Universitária, 2014.
- OVEZ, B.; OZGEN, S.; YUKSEL, M. Biological denitrification in drinking water using *Glycyrrhiza glabra* and *Arunda donax* as the carbon source. **Process Biochemistry**, v. 41, p. 1539-1544, 2016.
- PARK, J. Y.; YOO, Y. J. Biological nitrate removal in industrial wastewater treatment: which electron donor we can choose. **Applied Microbiology and Biotechnology**, p. 415-429, 2015.
- PEDATI, C.; KOIRALA, S.; SAFRANEK, T.; BUSS, B. F.; CARLSON, A. V. Campylobacteriosis Outbreak Associated with Contaminated Municipal Water Supply - Nebraska. Morbidity and Mortality Weekly Report, 2017.
- PNRH - Política Nacional de Recursos Hídricos. 2021. Elaboração do PNRH 2022-2040. https://www.gov.br/mdr/pt-br/assuntos/seguranca-hidrica/plano-nacional-de-recursos-hidricos-1/doc_base_elab_pnrh_2022_2040.
- PNRH - Plano Nacional de Recursos Hídricos. 2006. Panorama e o Estado dos Recursos Hídricos do Brasil - volume 1. Ministério do Meio Ambiente. Brasília. http://www.bibliotecafloral.ufv.br/bitstream/handle/123456789/3564/Parte-1-Plano-Nacional-de-Recursos-Hidricos-Panorama_MMA.pdf?sequence=1&isAllowed=y



- QUEIROZ, E.T. Diagnóstico de águas minerais e potáveis de mesa do Brasil. *In: Congresso Brasileiro De Águas Subterrâneas*, 2004, Cuiabá. Cuiabá: ABAS, 2004.
- RADEMACHER, J. J.; YOUNG, T. B.; KANAREK, M. S. Gastric cancer mortality and nitrate levels in Wisconsin drinking water. **Journal Archives of Environmental Health**, v. 47, n. 4, p. 292-294, 1992.
- RAVNJAK, M.; VRTOVŠEK, J.; PINTAR, A. Denitrification of drinking water in a two-stage membrane bioreactor by using immobilized biomass. **Bioresource Technology**, v. 128, p. 804-808, 2013.
- REBOUÇAS, A. Águas doces no Brasil - Capital Ecológico, Uso e Conservação. 2. ed. Escrituras: São Paulo, 2002.
- REIS, S. M.; BENEVIDES, M. G.; RODRIGUES, B. C. Potabilidade da água de abastecimento na Universidade do Estado do Rio Grande do Norte (UERN) do município de Mossoró-RN. **Química no Brasil**, p. 20-23, 2013.
- RESENDE, A.V. Agricultura e qualidade da água: contaminação da água por nitrato. Planaltina: Embrapa Cerrados, 2002.
- REZAEI, A.; GODINI, H.; DEHESTANI, S.; KAVIANI, S. Isolation and characterization of a novel denitrifying bacterium with high nitrate removal: *Pseudomonas stutzeri*. **Journal of Environmental Health Science and Engineering**, p. 313-318, 2010.
- RIGHETTO A. M.; ROCHA M. Exploração sustentada do aquífero Dunas/ Barreiras na cidade de Natal, RN. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, v.10, p. 27-38, 2005.
- ROBERTSON, W. D.; CHERRY, J. A.; SUDICKY, E. A. Ground water contamination from two small septic systems on sand aquifer. **Ground Water**, v. 29, n. 1, p. 82-92, 1991.
- RODRIGUES, R. A. R.; DE MELLO, W. Z.; DA CONCEIÇÃO, M. C. G.; DE SOUZA, P. A.; SILVA, J. J. N. Dinâmica do nitrogênio em sistemas agrícolas e florestais tropicais e seu impacto na mudança do clima. **Revista Virtual de Química**, v. 9, n. 5, p. 1868-1886, 2017.
- ROSA FILHO, E. F.; HINDI, E. C.; GIUSTI, D. A.; NADAL, C. A. Utilização das águas subterrâneas no abastecimento público das cidades paranaenses. **Boletim Paranaense de Geociências**, p. 13-23, 1998.
- SHRIMALI, M.; SINGH K. P. New methods of nitrate removal from water. **Environmental Pollution**, v. 112, p. 351-359, 2016.
- SIAGAS - Sistema de Informações de Águas Subterrâneas. 2020.
https://rigeo.cprm.gov.br/bitstream/doc/21996/3/rel_anual_2020_siagas.



- SILVA, R. C. A.; ARAUJO, T. M. Qualidade da água do manancial subterrâneo em áreas urbanas de Feira de Santana (BA). **Ciência Saúde Coletiva**, v. 8, n. 4, p.1019-1028, 2003.
- SUN, Y.; ZHENG, W.; DING, X.; SINGH, R. P. Adsorption of nitrate by a novel polyacrylic anion exchange resin from water with dissolved organic matters: batch and column study. **Applied Sciences**, v. 9, n. 3077, 2019.
- SZIKSZAY, M.; KIMMELMANN, A. A.; HYPOLITO, R.; FIGUEIRA, R. M.; SAMESHIMA, R. H. Evolution of the chemical composition of water passing through the unsaturated zone to ground water at an experimental site at the University of São Paulo, Brazil. **Journal of Hydrology**, v. 118, n. 1-4, p.175-190, 1990.
- TORRES, R. M. Remoção biológica de nitrato em água de abastecimento humano utilizando o endocarpo de coco como fonte de carbono. Dissertação - Universidade Federal do Rio Grande do Norte, Natal, 2011.
- TUNDISI, J. G. Água no século XXI: Enfrentando a Escassez. São Carlos, 2003.
- VARNIER, C. L.; HIRATA, R. Contaminação da água subterrânea por nitrato no parque ecológico do Tietê. **Revista da Associação Brasileira de Águas Subterrâneas**, v. 16, p. 77-82, 2002.
- VASCONCELOS, N. S. O Avanço da Contaminação por Nitratos nas Águas Subterrâneas da Zona Sul de Natal-RN. Dissertação - UFRN, Natal/RN, 2002.
- VON SPERLING, V. M. Introdução à qualidade da água e ao tratamento dos esgotos. 2. ed. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental, 1996.
- WEST, D. Nitrates in ground water microbiology & geochemistry. Water Chemical Industry, 1985.
- WILHELM, S. R.; SCHIFF, S. L.; CHERRY, J. A. Biogeochemical evolution of domestic waste water in septic systems: 1 conceptual model. **Ground Water**, v. 32, n. 6, p. 905-916, 1994.
- XUMING, W.; JIANLONG, W. Removal of nitrate from Groundwater by heterotrophic denitrification using the solid carbon source. Science in China Series, 2009.
- YACH, L. R.; PINTO, A. L.; CAPPI, N. Concentrações de nitrato nas águas freáticas da cidade de Anastácio (MS) e suas implicações ambientais. **Climatologia e Estudos da Paisagem**, v. 2, n. 2, p. 4-29, 2007.
- ZHANG, Q.; BOLISSETY, S.; CAO, Y.; HANDSCHIN, S.; ADAMCIK, J.; PENG, Q.; MEZZENGA, R. Selective and efficient removal of fluoride from water by in-situ engineered



amyloid fibrils-ZrO₂ hybrid membranes. **Angewandte Chemie International Edition in English**, v. 58, n. 18, p. 6012-6016, 2019.

ZHANG, Y.; ZHONG, F.; XIA, S.; WANG, X.; LI, J. Autohydrogenotrophic denitrification of drinking water using a polyvinyl chloride hollow fiber membrane biofilm reactor. **Journal of Hazardous Materials**, v. 170, p. 203-209, 2016.

ZHANG, Y.; ANGELIDAK, I. I. A new method for in situ nitrate removal from groundwater using submerged microbial desalination-denitrification cell (SMDDC). **Water Research**, v. 47, p. 1827-1836, 2013.

ZHAO, M. M.; CHEN, Y. P.; XUE, L. G.; FAN, T. T., EMANEGHEMI, B. Greater health risk in wet season than in dry season in the Yellow River of the Lanzhou region. **The Science of the Total Environment**, v. 644, p. 873-883, 2018.

ZHENG, X.; ZHANG, S.; HUANG, D.; ZHANG, L.; ZHANG, J. A pilot-scale deep bed denitrification filter for secondary effluent treatment using sodium acetate as external carbon. *Water environment research: a research publication of the Water Environment Federation*, 2018.

ZOBY, J. L. G.; MATOS, B. Águas subterrâneas no Brasil e sua inserção na Política Nacional de Recursos Hídricos. *In: Congresso Brasileiro De Águas Subterrâneas*, Florianópolis: ABAS, 2002.

PROBLEMÁTICA DA OCORRÊNCIA DE NITRATO NAS ÁGUAS DO AQUÍFERO DUNAS-BARREIRAS DA CIDADE DE NATAL/RN

PROBLEMS OF NITRATE WATER POLLUTION IN THE DUNES-BARRIERS AQUIFER OF THE CITY NATAL/RN

DOI: 10.51859/AMPLA.APP2385-2

Sarah Martins dos Reis ¹
 José Robério de Oliveira Netto ²
 Heryka Myrna Maia Ramalho ³
 Cypriano Galvão da Trindade ⁴
 Maria Aparecida Medeiros Maciel* ^{5,6}

¹ Doutoranda em Biotecnologia. Programa de Pós-graduação em Biotecnologia, Universidade Potiguar - UnP

² Doutorando em Biotecnologia em Saúde (RENORBIO). Universidade Federal do Rio Grande do Norte - UFRN

³ Professor/Pesquisador do Programa de Pós-Graduação em Biotecnologia. Universidade Potiguar - UnP

⁴ Pesquisador/Colaborador do Programa de Pós-Graduação em Biotecnologia. Universidade Potiguar - UnP

⁵ Professor/Pesquisador do Programa de Pós-graduação em Biotecnologia, Universidade Potiguar - UnP

⁶ Professor/Pesquisador do Programa de Pós-graduação em Biotecnologia (RENORBIO) – UFRN

RESUMO

A garantia de um consumo humano de água adequado, segundo padrões de potabilidade, é uma questão extremamente relevante para a saúde pública. Embora o uso do manancial subterrâneo seja complementar ao superficial, em muitas regiões do país, representa o principal manancial hídrico e de forma abrangente, passa a desempenhar importante papel no desenvolvimento socioeconômico do país. Nesta perspectiva, o Brasil apresenta deficiências no monitoramento do potencial hídrico de seus aquíferos, bem como na manutenção da qualidade das águas e ainda não há uma sistematização nos estudos que avaliam a qualidade das águas subterrâneas em todo o país, já que estão localizados por região. Neste contexto, as águas subterrâneas situadas no município de Natal (RN) são um exemplo característico de impactos ambientais em função de atividades urbanas e tem sido observado que o processo de contaminação por nitrato, encontra-se em estágio significativamente acentuado. Durante os últimos dez anos há registro de desativação de 38 poços do sistema público de captação d'água, em função dos elevados índices de nitrato. O

presente trabalho aborda características hidroquímicas e geoquímicas com foco nas contaminações por nitrato, das águas subterrâneas de Natal. O aquífero Dunas-Barreiras devido ser o mais importante reservatório da bacia costeira do Rio Grande do Norte, estará evidenciado já que é responsável pelo abastecimento da cidade de Natal e várias outras cidades costeiras com vazões de exploração elevadas em determinadas localidades.

Palavras-chave: Águas subterrâneas. Aquífero Dunas-Barreiras. Contaminação com íon nitrato.

ABSTRACT

Ensuring adequate human consumption of water, according to potability standards, is an extremely relevant issue for public health. Although the use of the underground water is complementary to the superficial water resource, in many regions of the country, it represents the main water source and plays an important role in the socioeconomic development of the Brazil. Despite of that, there are deficiencies on monitoring the water aquifers potential as well as on the maintaining

water quality. In addition, there is no systematization for development of a general studies that assess the groundwater quality throughout the country. In fact, it has been only conducted in some specific regions of the country. In this context, groundwater located in the municipality of Natal (RN) are characteristic examples of environmental impacts due to urban activities and it has been observed that the nitrate contamination process is at a significantly accentuated stage. Indeed, during the last ten years, there is notification for 38 water wells of the public water collection system

which have been shut down due to high nitrate rates. The present work highlights the hydrochemical e geochemical focusing in the nitrate ion contamination of the groundwater from Natal city. The Dune-Barreiras aquifer due to represent the most important reservoir of the coastal basin of Rio Grande do Norte, will be evidenced since it is responsible for supplying the city of Natal and several other coastal cities with high exploration flows in certain localities.

Keywords: Groundwater. Dune-Barreiras aquifer. Nitrate ion contamination.

1. INTRODUÇÃO

Historicamente, a utilização das águas subterrâneas na cidade de Natal data de mais de um século, através do uso de cacimbões. Em 1902 foram construídos os primeiros poços tubulares e em 1924, tendo sido desenvolvido o primeiro projeto para abastecimento d'água da cidade. Foi previsto a perfuração de poços tubulares, e com o passar dos anos ampliou-se a oferta para que o consumo de água fosse satisfatório. Seguindo essa mesma tendência, os municípios vizinhos Parnamirim, Macaíba e Extremoz passaram a explorar as águas subterrâneas como principal manancial hídrico (MELO NETO, 2013).

A cidade de Natal abrange uma área de aproximadamente 170 km², é drenada pelo rio Potengi e pelo oceano Atlântico, apresentando uma altitude média de 31 m, população de 885.180 habitantes (IBGE, 2018). O abastecimento de água de Natal é realizado em cerca de 70% para os poços utilizando água desse aquífero e 30% em mananciais de superfície (RIGHETTO, 2005). A região sul da cidade é abastecida pela Lagoa do Jiqui e poços subterrâneos e a região norte é abastecida pela lagoa de Extremoz e por água de poços subterrâneos (ANA, 2012; BAZZOLI, 2017).

Durante longos anos, vários estudos vêm sendo abordados sobre as características hidroquímicas e geoquímicas das águas subterrâneas de Natal. Estudos realizados em 1982 pelo Instituto de Pesquisas Tecnológicas do Estado de São Paulo (IPT, 1993), juntamente com a Secretaria de Planejamento do Rio Grande do Norte (SEPLAN), entre inúmeras recomendações sobre o controle da qualidade da água para consumo humano, destacam a contaminação das águas, em grande parte, do aquífero Dunas-Barreiras (CABRAL et al., 2009; CARVALHO, 2001).

Este aquífero é o mais importante reservatório da bacia costeira do Rio Grande do Norte, sendo responsável pelo abastecimento da cidade de Natal e várias outras cidades costeiras apresentando vazões de exploração elevadas em determinadas localidades, sobretudo naquelas de maior espessura dos sedimentos do Grupo Barreiras (140 m), conforme observado em algumas captações na região sul de Natal e Parnamirim/RN (vazões da ordem de 100 m³/h) (ANA, 2012; CABRAL et al., 2009).

O aquífero Dunas-Barreiras devido a sua elevada porosidade e baixo índice de escoamento superficial, atua como receptor das precipitações pluviométricas. Sua vulnerabilidade ao processo de contaminação é atribuída às características geomorfológicas e hidrogeológicas. Neste sentido, destacam-se o capeamento de areias de dunas, a formação de bacias fechadas, a ocorrência de lagoas, e sobretudo, a conexão hidráulica que existe entre as dunas e os sedimentos Barreiras (MELO et al., 1998).

É importante destacar que para todo país, embora o uso do manancial subterrâneo seja complementar ao superficial, em muitas regiões do Brasil a água subterrânea representa o principal manancial hídrico. Portanto, as águas subterrâneas representam a mais importante fonte de suprimento hídrico de grande parte da população do Brasil; desta forma, desempenha importante papel no desenvolvimento socioeconômico do país (BRASIL, 2008; MELO et al., 2011). Destacando um exemplo, a Companhia de Saneamento e Esgoto do Rio Grande do Norte (CAERN) distribui cerca 95 milhões de m³ de água ao ano para a população de Natal, sendo 70% proveniente de águas subterrâneas e o percentual remanescente é atribuído às águas superficiais dos lagos de Jiqui e Extremoz, localizados na periferia da cidade (CAERN, 2000).

De acordo com a Agência Nacional das Águas, as águas subterrâneas situadas no município de Natal (RN) são um exemplo característico de impactos ambientais em função de atividades urbanas (ANA, 2012). Em Natal, o processo de contaminação das águas subterrâneas por nitrato encontra-se significativamente acentuado e tem sido motivo de constante preocupação por parte da população (CABRAL et al., 2009). Como resultado, ao longo dos últimos dez anos diversos poços do sistema público de captação d'água foram desativados devido aos elevados índices de nitrato (ANA, 2012; MELO et al., 2011) e mais recentemente, há registro de 40% de poços desativados (MAZDA, 2017).

Na região Nordeste do Brasil, a exploração de águas subterrâneas tem aumentado significativamente em função das secas que são fenômenos frequentes que acarretam graves problemas sociais e econômicos (COSTA; SALIM, 1972). Nesta região do país, parcelas significativas (50% a 60%) do abastecimento público são provenientes de águas subterrâneas, sendo este o caso dos municípios de Maceió (AL), Recife (PE), Natal (RN) e Mossoró (RN). Apesar dessa crescente utilização, por parte da sociedade, a poluição desses mananciais é significativa devido à falta de saneamento em alguns locais, pelas atividades industriais e pela falta de política de preservação ambiental (CLARKE; KING, 2005; FEITOSA, 1999).

Em uma esfera mundial, destaca-se o aquífero Guarani localizado na região sul da América do Sul, que por ser a maior reserva subterrânea de água doce do mundo, representa uma das mais importantes reservas de água doce mundial. Este aquífero abrange partes do território do Brasil, Argentina, Uruguai e Paraguai (CLARKE; KING, 2005; FEITOSA, 1999).

Dados como estes mostram a imensa importância de mananciais subterrâneos, que em termos quantitativos, superam as vantagens dos mananciais de águas superficiais. No entanto, o Brasil ainda apresenta grande deficiência no conhecimento do potencial hídrico dos seus aquíferos, bem como sobre o estágio de exploração e monitoramento da qualidade das suas águas (ZOBY, 2008).

No Brasil o uso do manancial superficial ainda é preponderante, especialmente nos grandes centros urbanos. Com relação ao abastecimento subterrâneo independente de ser exclusivo ou preponderante, atende apenas 15% da população urbana nacional, além de complementar o abastecimento de 36% da população que é assistida preponderantemente pelo manancial superficial. Em termos estaduais os menores consumos de água subterrânea são dos seguintes estados: Espírito Santo, Rio de Janeiro, Pernambuco e Paraíba, tanto em número de sedes quanto de população atendida (ANA, 2021).

2. METODOLOGIA

Na revisão bibliográfica do presente trabalho foram analisadas publicações divulgadas nos portais PubMed, Science Direct, Scielo e Google Acadêmico. A pesquisa

foi desenvolvida no período março até julho de 2022, em que foram selecionadas descrições detalhadas no escopo da proposta. Os descritores utilizados foram: “água subterrâneas”, “aquífero Dunas-Barreira” e “contaminação por nitrato”, associados aos operadores booleanos “and” “or” “and/or” nos idiomas português e inglês, sendo inicialmente avaliados para prévia seleção, os campos de título e resumo. Um total de 82 artigos foram avaliados, dos quais 55 foram escolhidos em função das abordagens voltadas para o tema proposto.

3. RESULTADOS

De acordo com os dados levantados, o aquífero Dunas-Barreiras está ameaçado de degradação devido às atividades do desenvolvimento urbano, dentre as quais as mais impactantes são a carência no sistema de saneamento, com disposição local de efluentes domésticos (fossas e sumidouros) e a ocupação irregular e desordenada urbana (CABRAL et al., 2009; MADROÑERO et al., 2022; MELO, 1995).

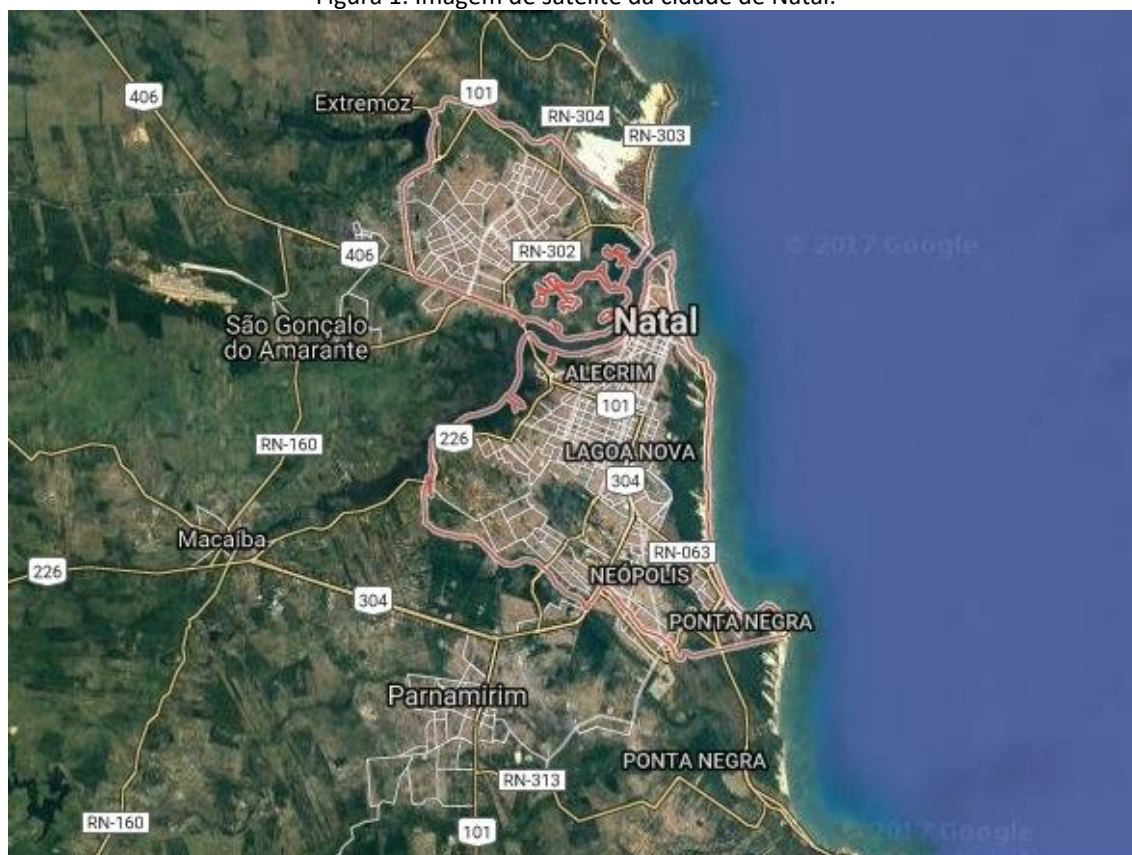
Do ponto de vista quantitativo, as águas subterrâneas estão sendo afetadas pelas edificações e pavimentações, que reduzem a recarga do sistema Dunas-Barreiras, sendo que, no que concerne à qualidade, o principal contaminante envolvido é o íon nitrato, resultado da biodegradação dos excrementos humanos provenientes de sistemas de disposição local de efluentes doméstico, comercial e industrial (MATIATOS, 2016). Neste contexto, é essencial considerar também, fatores como o adensamento e histórico populacional, em conjunto com a qualidade do saneamento praticado (ANA, 2012; CABRAL et al., 2009; MADROÑERO et al., 2022; MELO, 1995).

4. HIDROGEOLOGIA E CARACTERÍSTICAS DAS ÁGUAS DE NATAL/RN

A cidade de Natal (RN) abrange uma área de aproximadamente 170 Km², limita-se ao norte com o município de Extremoz, ao sul com o município de Parnamirim, ao leste com o oceânico Atlântico e ao oeste com o município de São Gonçalo do Amarante. É banhada pelo rio Potengi e pelo oceano Atlântico, apresentando uma altitude média de 31 m (FELIPE, 2006). Possui trinta e seis bairros distribuídos em quatro regiões administrativas: regiões Norte, Sul, Leste e Oeste (Figura 1), totalizando 896.708 habitantes. Com densidade demográfica de 4.805, 24 hab/km², com taxa de crescimento

populacional de 1,6 % ao ano e grau de urbanização de 95% ao ano, temperatura média anual de 28 °C, com clima tropical úmido e precipitações pluviométricas superiores a 1.500 mm/ano (IBGE, 2021; 2018).

Figura 1. Imagem de satélite da cidade de Natal.



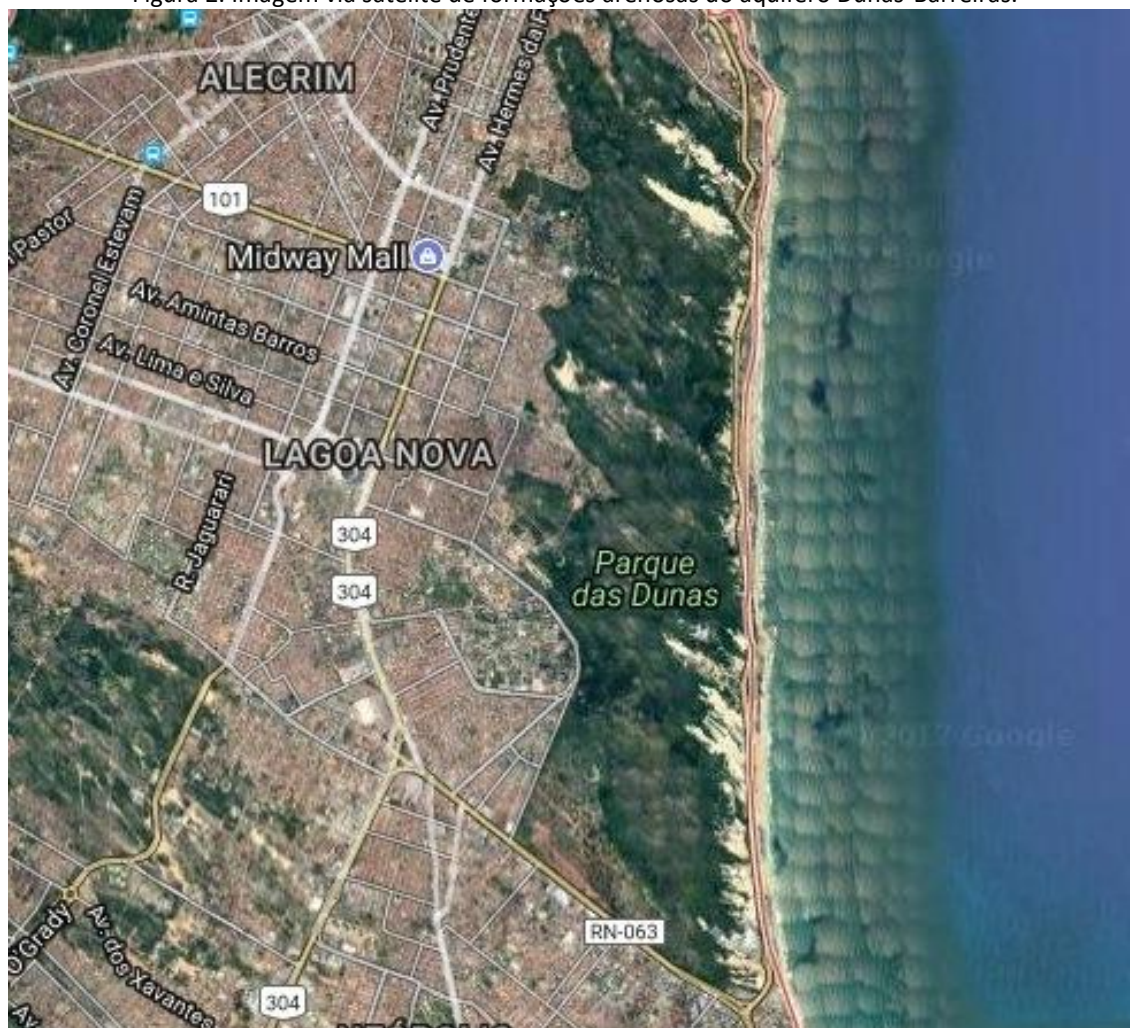
Fonte: <http://mapasapp.com/satelite/rio-grande-do-norte/natal-rn/>

Como principal manancial hídrico da região, em termos de água subterrânea, tem destaque o aquífero Dunas-Barreiras que é naturalmente favorecido pelas condições geológicas e climáticas da região, que possibilitam a infiltração, recarga, circulação e renovação das águas subterrâneas (Figura 2).

Segundo Melo (1995) este sistema comporta-se de forma livre, porém, localmente, pode desenvolver condições de semiconfinado. De acordo com Melo et al. (1998), a espessura dos sedimentos Dunas-Barreiras é de 90 m, com espessura saturada efetiva de cerca de 40 m. Os parâmetros hidrodinâmicos deste aquífero, na região sul de Natal são os seguintes: condutividade hidráulica variando entre $8,5 \times 10^{-4}$ a $3,1 \times 10^{-3} \text{ m s}^{-1}$; transmissividade entre $3,1 \times 10^{-4}$ a $1,2 \times 10^{-3}$ e porosidade específica de 10%. Em condições naturais as águas subterrâneas são de excelente qualidade, muito embora

áreas expressivas da cidade já estejam contaminadas com nitrato (NO_3^-) atingindo com teores acima de 10 mg L^{-1} , chegando em casos extremos até 45 mg L^{-1} (JIA et al., 2017).

Figura 2. Imagem via satélite de formações arenosas do aquífero Dunas-Barreiras.



Fonte: <http://mapasapp.com/satelite/rio-grande-do-norte/natal-rn/>

Dentre os agentes contaminantes de águas, o íon NO_3^- embora não apresente relativa toxidez para os adultos, por ser rapidamente excretado pelos rins, apresenta um grande risco para a saúde pública e animal. No entanto, em concentrações acima de 10 mg L^{-1} pode ser fatal para crianças com idades inferiores a seis meses e pode causar problemas, também, para a saúde dos animais (QUEIROZ, 2004; ZHENG et al., 2018).

O ânion NO_3^- se ingerido em excesso induz a metahemoglobinemia, uma doença que acomete principalmente crianças e é conhecida como a Síndrome do Bebê Azul. Em idosos, pode ocorrer cianose intensa resultando em óbito (BAIRD; CANN, 2011; DO NASCIMENTO et al., 2008; ZHENG et al., 2018).

Segundo a Ação Civil Pública do Ministério do Estado do Rio Grande do Norte de No. 0200202-17.2007.8.20.0001, no dia 22 de março de 2006, a Agência Reguladora de Saneamento Básico de Natal (ARSBAN) apresentou um relatório contendo resultados de contaminação da água de abastecimento da população de Natal. Os resultados desta pesquisa, realizada pela Universidade Federal do Rio Grande do Norte, revelaram que muitos poços de abastecimento de água apresentavam concentração de nitrato acima do permitido pelo Ministério da Saúde, que estabelece os padrões de potabilidade da água para consumo humano. Neste relatório, consta que a poluição da água atingiu os reservatórios subterrâneos, com indícios de ter atingido toda a rede de distribuição. Por esta razão, o Ministério Público instaurou um inquérito civil para investigar se a população está recebendo, em suas residências, água contaminada e para avaliar a capacidade e eficiência do sistema de abastecimento público de água operado pela CAERN, tendo sido constatado uma grave situação de contaminação de água de abastecimento em Natal. Por esta razão, a contaminação das águas subterrâneas da cidade de Natal é um dos principais fatores de limitação de uso desse importante manancial para consumo humano.

Com relação à quantidade de água para abastecimento da cidade de Natal não apresenta problemas significativos de escassez. O que preocupa a população, de fato é a qualidade que não atende aos padrões de potabilidade estabelecidos, já que dentre os 36 bairros de Natal, detectou-se que 19 estão com o teor de contaminação por nitrato, acima dos padrões previstos. Especificamente, a CAERN distribui água à grande parte da população de Natal com índices de nitrato acima de 10 mg/L de N-NO_3^- , portanto, fora dos padrões de potabilidade. Neste contexto, estando de acordo com a Ação Civil Pública do Ministério do Estado do Rio Grande do Norte No 0200202-17.2007.8.20.0001, destacam-se os seguintes bairros: Lagoa azul, Pajuçara, Nordeste, Quintas, Alecrim, Bom Pastor, Dix-Sept Rosado, Lagoa Seca, Nazaré, Felipe Camarão, Lagoa Nova, Nova Descoberta, Guarapés, Cidade Nova, Candelária, Pitimbu, Capim Macio, Neópolis e Ponta Negra (NUNES, 2000).

Existem vários outros padrões que precisam ser atendidos para que a água seja considerada potável; todavia, em Natal, atualmente, o mais preocupante diz respeito ao padrão relativo ao nitrato, devido à resistência e à capacidade de profusão desse composto, que, por sua vez, é associado a doenças graves como câncer, extensivo a

outras ocorrências como abortos espontâneos, dor abdominal, diarreia e mortalidade infantil (EBRAHIMI; ROBERTS, 2013). Atualmente, o que se observa é que com o crescimento urbano acelerado da grande Natal, associado com a falta de esgotamento sanitário e drenagem adequada, resultou no aporte de carga contaminante originária, principalmente, de fossas e sumidouros domésticos em direção às águas do aquífero Dunas-Barreiras (CABRAL et al., 2009).

Com relação a regularização governamental de vigilância da qualidade da água para consumo humano, as ações de vigilância, monitoramento e controle da qualidade da água têm como base legal a Portaria de Consolidação Nº 2914/2011 do Ministério da Saúde (MS), na qual a operacionalidade deve estar pautada em diretrizes técnicas, sendo considerado um conjunto de valores máximos permissíveis das características físico-químicas, microbiológicas e organolépticas das águas que são destinadas ao consumo humano (MS, 2017).

Neste cenário, foram aprovadas novas portarias governamentais, tais como: Nº 05/2017, que revogou a portaria Nº 2914/2011, tendo sido definido que a água potável é “um tipo de água que atende ao padrão de potabilidade estabelecido na Portaria Nº 05/2017, e não oferece riscos à saúde” (MS, 2017). Portanto, muitas normas foram consolidadas e o conteúdo referente ao Programa de Vigilância da Qualidade da Água para Consumo Humano passou a integrar o Anexo XX da referida portaria Portaria Nº 05/2017 (CHAVES FORTES et al., 2019).

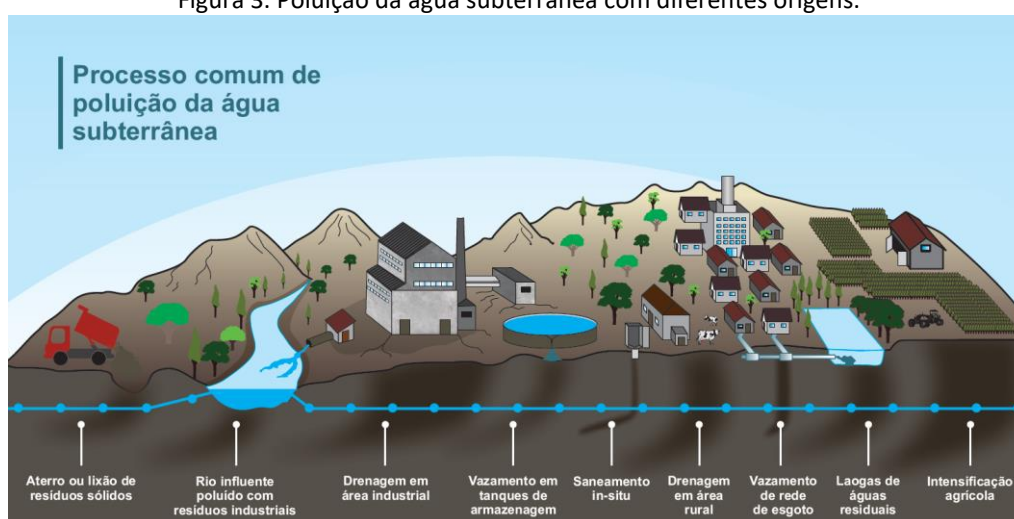
De forma abrangente, a poluição da água se dá pela contaminação de elementos que podem ser nocivos ou prejudiciais aos organismos e plantas, assim como a atividade humana. Os principais poluentes são: sólidos em suspensão; matéria orgânica (oxigênio dissolvido); fósforo e nitrogênio (causam eutrofização); indicadores de contaminação fecal; corantes industriais; metais tóxicos, dentre outros contaminantes (BRASIL, 2011; FERREIRA, 2018; VON SPERLING, 1996). Segundo Rosa Filho et al. (1998), contaminação da água seria toda a introdução sólida ou líquida, efetivada em um ambiente hidrológico, como resultado da atividade humana, e a poluição, estaria reservada a situações onde as concentrações de contaminantes atinjam níveis que causem danos à saúde.

A Figura 3 mostra as diferentes origens de poluição que atingem as águas subterrâneas, dentre as quais se destacam na sequência da imagem: i) aterro ou lixo

de resíduos sólidos; ii) rio poluído com resíduos industriais; iii) drenagem em área industrial; iv) vazamento em tanques de armazenagem; v) saneamento *in situ*; vi) drenagem em área rural; vii) vazamento de rede de esgoto; viii) lagoas de águas residuais contaminadas; ix) intensificação de atividade agrícola (VASCONCELOS, 2002).

Em função da complexidade dos fatores que afetam o transporte dos contaminantes nas águas subterrâneas e da singularidade de cada situação de contaminante, seria necessário tratar cada atividade poluente individualmente, em um determinado ambiente hidrogeológico (FREEZE; CHERRY, 1979).

Figura 3. Poluição da água subterrânea com diferentes origens.



Fonte: adaptado de VASCONCELOS, 2002.

Uma grande variedade de substâncias contaminantes tem sido encontrada em águas subterrâneas, tais como os materiais orgânicos, inorgânicos e radioativos, e ainda, microrganismos como bactérias e vírus (ALLEN et al., 1993; FETTER, 1992, KUCHLER, 2000). Estes agentes contaminantes geralmente estão localizados no solo e/ou nas rochas, que por sua vez, possuem grande capacidade de retenção de substâncias (SABINO, 1998). Quando esta capacidade é ultrapassada, se infiltram nas águas, podendo ao longo do tempo, atingir os depósitos de águas subterrâneas, que podem se tornar impróprias para qualquer tipo de uso (BARTUCCA et al., 2016; ROMERO, 1991).

Como exemplo clássico, destaca-se um tema que desperta o interesse de pesquisadores do mundo inteiro: contaminação do solo com nitrato (NO_3^-), via infiltração de águas provenientes de fossas e sumidouros (ABASCAL et al., 2022; CABRAL et al., 2007; GUTIÉRREZ et al., 2018; RIGHETTO; ROCHA, 2005).

Da Silva Peixoto et al. (2020), avaliaram se havia relação entre aspectos sanitários, amostra de solo urbano e de um aquífero urbano da cidade de Fortaleza (CE). Os resultados apontaram que o nitrato é o parâmetro mais problemático na área de estudo, com contaminações das amostras analisadas variando entre 46% e 53%, tendo sido demonstrado que as características de ocupação do solo e a qualidade do saneamento básico são variáveis importantes em relação à contaminação em aquíferos urbanos.

Zhang et al. (2015) em um estudo no rio Peral, no sul da China, ratificaram que as águas residuais domésticas e as águas residuais industriais eram as principais fontes de poluição por nitrato das águas subterrâneas.

5. RELATOS DA OCORRÊNCIA DE NITRATO NAS ÁGUAS DO AQUÍFERO DUNAS-BARREIRAS

O primeiro estudo hidrogeológico realizado em Natal foi de autoria da empresa CONTEGE (COSTA et al., 1970), no qual ficou caracterizada a existência de duas unidades aquíferas: um aquífero livre superior, formado por dunas e um aquífero inferior, semiconfinado, formado pelos sedimentos do grupo Barreiras. Segundo Mabesone e Campos (1972), o grupo Barreiras consiste de uma variedade litoestratigráfica de sedimentos de ambiente continental, composto de argilas variadas e lentes arenosas localmente conglomeráticas, que se distribui desde o vale amazônico e através das costas norte, nordeste e leste do Brasil.

Estudos hidrogeológicos e de qualidade das águas na Região de Natal, realizados pelo IPT (1982) sugeriram a existência de duas unidades aquíferas independentes. Neste contexto, informações sobre poços que estariam contaminados por nitrato, também foram apresentados. A contaminação foi considerada pontual e atribuída à má construção dos poços de captação.

Em 1983, o Instituto de Planejamento de Natal (IPLANAT), constatou a importância do aquífero Barreiras para Natal, e comprovou a existência de dois aquíferos distintos: o aquífero Dunas do tipo livre na porção superior e o aquífero Barreiras, do tipo semiconfinado na porção inferior, separado do Dunas por uma camada semipermeável. Fez avaliações das reservas permanentes e reguladoras do

aquífero, sugerindo um recurso natural explorável da ordem de 46 milhões de m³ para o aquífero Barreiras na Região Metropolitana de Natal (IPLANAT, 1983).

Ao longo dos anos, as águas subterrâneas da Região da Grande Natal que pertencem ao aquífero Dunas-Barreiras, tornaram-se ameaçadas de contaminação devido a sua vulnerabilidade ao processo de degradação pelas atividades do desenvolvimento urbano, destacando-se o sistema de saneamento com disposição local de efluentes domésticos (fossas e sumidouros) e a ocupação irregular e desordenada nas edificações e pavimentações urbanas, que reduzem a recarga do sistema e ainda influenciam de forma indireta no aspecto qualitativo, já que o volume d'água para a diluição de contaminantes se torna cada vez menor (COSTA; SALIM, 1982). Neste sentido, os riscos de contaminação por nitrato, originado da biodegradação de excrementos humanos é o fator mais preocupante. Como exemplo, estudos realizados no período 1980-1988, cadastrados pelo IPT (1993), relatam a evolução do teor de nitrato (NO₃⁻) em doze poços, com um aumento percentual variando de 36,1% a 90,8%. Pode-se admitir esse aumento tendo em vista o crescimento populacional, consequentemente a ocupação de áreas anteriormente desabitadas, com surgimento de fossas próximas às fontes próximas às fontes de captação (BAZZOLI, 2017).

Além das fontes citadas anteriormente, podem se constituir, também, em contaminantes: canalizações urbanas (sólidos dissolvidos e em suspensão oriundos das emissões dos veículos automotores, resíduos de óleos graxos, fezes humanas e de animais); percolação de poluentes atmosféricos (fumaças de indústrias, incinerações, dentre outros fatores). Os poluentes incluem hidrocarbonetos, químicos orgânicos sintéticos, químicos orgânicos naturais, metais pesados, composto de enxofre e de nitrogênio. Neste contexto, também são levados em consideração vários aspectos associados à singularidade de cada lugar, tais como, condições hidrogeológicas e levantamento das fontes de poluição com avaliação de suas cargas poluidoras. O processo é complexo, oneroso e vários fatores que controlam a migração dos contaminantes no sistema devem ser também investigados (FOSTER, 1993).

Salim et al. (1977) demonstraram que o aquífero Dunas-Barreiras consiste de unidades litoestratigráficas de sedimentos de ambiente continental, composto de argilas variegadas e lentes arenosas localmente conglomeráticas, que se distribui desde o vale amazônico e através das costas norte, nordeste e leste do Brasil. Considera-se

que o mesmo é formado por três unidades litoestratigráficas representadas pelas Formações Serra do Martins, Guararapes e Macaíba. As tentativas de identificação e de caracterização do aquífero Dunas-Barreiras têm sido baseadas em evoluções paleoclimáticas. As unidades que compõe o grupo barreiras, unidade basal (Serra do Martins) foi considerada como do Oligoceno ou um pouco mais antiga, a unidade Formação Guararapes foi posicionada no final do Terciário e início do Quaternário e, finalmente a terceira, a Formação Macaíba, foi posicionada no final do Terciário e início do Quaternário.

Melo (1995) e Melo et al. (1998), apresentaram um novo modelo hidrogeológico conceitual para explicar o mecanismo de contaminação por nitrato, nas águas subterrâneas de Natal. A unidade Dunas e os sedimentos Barreiras, foram considerados como um sistema hidráulico único (Dunas-Barreira), do tipo livre. Também, foi verificado que a contaminação por nitrato já estava se desenvolvendo em áreas extensas, tendo sido atribuído à vulnerabilidade do sistema aos contaminantes de efluentes urbanos provenientes de fossas e sumidouros.

Segundo Melo (1995) o aquífero Dunas-Barreiras acha-se limitado na parte superior por sedimentos heterogêneos, formados predominantemente de argilas arenosas e arenitos argilosos. Há uma frequente mudança lateral de fácies e não raro ocorrem passagens bruscas de argilas para arenitos pouco ou não argilosos, o que facilita a conexão hidráulica entre as camadas inferiores e as superiores. Esta sequência tem sido caracterizada nos estudos anteriores como uma camada semi-confinante ou *aquidard*, cuja espessura é da ordem de 23m (de acordo com a análise dos perfis litológicos dos poços). Na parte inferior, está limitado por arenitos carbônicos duros, com função ainda não bem definida do ponto de vista hidrogeológico, essas duas unidades (Dunas-Barreiras) formam um sistema hidráulico único, complexo e indiferenciado que constitui este aquífero, ou seja, não é totalmente semiconfinado nem totalmente livre, porém sendo suscetível a contaminação.

Carvalho (2001), observou que as regiões de Ponta Negra (zona sul de Natal) e Pirangi (Grande Natal) apresentam diferentes contextos de contaminação das águas subterrâneas pelo íon nitrato, em face de sua estrutura hidrogeológica diferenciada. Este estudo foi confirmado por Vasconcelos (2002) que avaliou águas coletadas na zona sul de Natal (região de Ponta Negra) e correlacionou a contaminação das águas

subterrâneas Dunas-Barreira, ao aporte de esgotos lançados nesta unidade. Este mesmo autor relata que as concentrações de nitrato encontradas nas águas subterrâneas também estão relacionadas à presença de esgotos não tratados, onde a matéria orgânica seria degradada para nitrato, sendo em seguida, lixiviada para o meio saturado.

O estudo realizado por Castro et al. (2014) mostra o comportamento das concentrações de nitrato em poços tubulares no sistema aquífero Dunas/Barreiras, no entorno da Lagoa do Bonfim, município de Nísia Floresta/RN. Para tanto, foram analisadas amostras de 7 poços tubulares que integram o Sistema Adutor Monsenhor Expedito, responsável pelo abastecimento público do município. Os dados obtidos apontaram que apesar dos poços apresentarem valores de nitrato, ainda, aceitáveis para o consumo humano, é perceptível a tendência do aumento dessas concentrações independentemente dos índices pluviométricos. Os autores destacam que alguns poços próximos aos núcleos urbanos, apresentaram maiores concentrações de nitrato, enquanto alguns poços que estão afastados de algum processo de urbanização, que apresentou menor ritmo de crescimento, como também as menores concentrações de nitrato.

6. CONSIDERAÇÕES FINAIS

No presente trabalho dentre as abordagens destacadas o aprofundamento de informações pertinentes ao estudo em questão, está voltado para a hidrogeologia da área de estudo e avaliação da contaminação do aquífero Dunas-Barreiras, com íon nitrato.

Os sedimentos das unidades Dunas e Barreiras foram definidos como aquífero Dunas-Barreiras, devido a sua alta porosidade e baixo índice de escoamento superficial, atuando como receptores das precipitações pluviométricas e constituindo-se em fonte de recarga do Barreiras. As dunas, embora funcionem como agente transmissor e não acumulador, foram dessa forma consideradas como parte de um sistema hidráulico único e indiferenciado.

A ACQUA-PLAN (1988) admitiu a existência dos aquíferos Dunas e Barreiras, porem constatou uma grande conexão hidráulica entre essas duas unidades. Foi apresentado um quadro bem mais preocupante quanto à contaminação das águas

subterrâneas. Neste estudo, a contaminação ainda foi considerada pontual e como nos casos anteriores atribuída à uma cimentação inadequada dos poços de captação.

O aquífero Dunas-Barreiras constitui o mais importante reservatório da bacia costeira, e é responsável pelo abastecimento da maioria das cidades da faixa litorânea do Rio Grande do Norte, incluindo Natal. Caracterizando-se com uma profundidade do lençol freático raso na maioria das cidades da faixa litorânea deste estado. O limite inferior deste aquífero é o topo da sequência carbonática mesozóica não aflorante da região, a qual foi individualizada nas perfurações, como sendo constituídos por sedimentos areno-argilosos calcíferos e de baixa potencialidade hidrogeológica (MELO, 1995). Este aquífero apresenta vazões de exploração elevada em determinadas localidades, sobretudo naquelas de maior espessura dos sedimentos do grupo Barreiras (140 m), conforme observado em algumas captações da região sul de Natal e município de Parnamirim/RN (vazões em ordem de 100 m³/h). Por outro lado, valores reduzidos de vazões exploráveis são atribuídos a causas diversas, dentre as quais, espessuras reduzidas do Barreiras e a forma de construção e desenvolvimento de poços mais antigos (MABESONE; ROLIM, 1982).

Do ponto de vista governamental as ações de vigilância, monitoramento e controle da qualidade da água para consumo humano, têm como base legal a Portaria de Consolidação Nº 2914/2011 do Ministério da Saúde (MS), sendo considerado um conjunto de valores máximos permissíveis das características físico-químicas, microbiológicas e organolépticas (MS, 2017). Dentre os agentes contaminantes de águas, o íon nitrato (NO₃⁻) que estando em concentrações acima de 10 mg L⁻¹, apresenta um grande risco para a saúde pública e animal (ZHENG et al., 2018). Com relação à qualidade da água de abastecimento da cidade de Natal/RN, uma pesquisa realizada por NUNES (2000) mostrou que para alguns bairros a qualidade da água distribuída não atende aos padrões de potabilidade estabelecidos.

Dentre as diferentes origens de poluição que atingem as águas subterrâneas, destacam-se: i) aterro ou lixão de resíduos sólidos; ii) vazamento de rede de esgoto; iii) vazamento em tanques de armazenagem; iv) saneamento in situ; v) drenagem em área industrial ou em área rural; vi) rio poluído com resíduos industriais; vii) lagoas de águas residuais contaminadas; viii) intensificação de atividade agrícola (VASCONCELOS, 2002).

REFERÊNCIAS

- ANA - Agência Nacional de Águas e Saneamento Básico. Atlas Águas: Segurança Hídrica do Abastecimento urbano, 2021. Disponível em: https://metadados.snirh.gov.br/files/d77a2d01-0578-4c71-a57e-87f5c565aacf/ANA_ATLAS_Aguas_AbastecimentoUrbano2021. Acesso: 04 de julho de 2022.
- ANA - AGENCIA NACIONAL DE ÁGUA. Avaliação da Urbanização e de Outras Atividades Antrópicas Impactantes nas Águas Subterrâneas – RMN, v. 2., Brasil: Ministério do Meio Ambiente, 2012.
- ABASCAL, E.; GÓMEZ-COMA, L.; ORTIZ, I.; ORTIZ, A. Global diagnosis of nitrate pollution in groundwater and review of removal technologies. **Science of The Total Environment**, p. 152233, 2021.
- ALLEN, H. E.; PERDUE, E. M.; BROWN, D. S. Metals Unground Water. Lewis: Chelsea, 1993.
- ACQUA-PLAN. Avaliação das Possibilidades de Infiltração de Efluentes Domésticos no Aquífero Dunas na área de Natal, RN. Estudos, Projetos e Consultoria, Recife, 1988.
- BAIRD, C.; CANN, M. Química Ambiental. 4. ed. Porto Alegre: Bookman, 2011.
- BAZZOLI, N. O Uso da Desinfecção no Combate à Cólera. Recife: FNS/Opas, 2017.
- BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. Conselho Nacional do Meio Ambiente-CONAMA. Resolução n. 396. Dispõe sobre a classificação e diretrizes ambientais para o enquadramento das águas subterrâneas. Brasília, 03 de abril de 2008.
- BRASIL. Ministério da Saúde. Portaria n. 2914. Estabelece os procedimentos e responsabilidades relativas ao controle e vigilância da qualidade da água para o consumo humano e seu padrão de potabilidade e dá outras providências. Brasília, 12 de dezembro de 2011.
- CABRAL, N. M. T.; RIGHETTTO, A. M.; QUEIROZ, M. A. Comportamento do nitrato em poços do aquífero Dunas/Barreiras em Natal/RN. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 14, p. 299-306, 2009.
- CABRAL, N. T. Teores de nitrato (NO_3^-) e amônio (NH_4^+) nas águas do aquífero Barreiras nos bairros do Reduto, Nazaré e Umarizal - Belém/PA. **Química Nova**, v. 30, n. 8, p. 1804-1808, 2007.
- CAERN. Relatório de Análise da Situação Operacional do Sistema de Abastecimento de Natal. Natal, 2000.

- CHAVES FORTES, A. C.; BARROCAS, P. R. G.; KLIGERMAN, D. C. A vigilância da qualidade da água e o papel da informação na garantia do acesso. **Saúde Debate**, v. 43, n. 3, p. 20-34, 2019.
- CARVALHO, E. R. C. Contaminação de Águas Subterrâneas por Sitrato e sua Selação com a Estrutura Hidrogeológica nos Bairros de Pirangi e Ponta Negra - Natal/RN. Recife: SGNE, 2001.
- CASTRO, V. L. L.; CUNHA, M. C. B.; MARTINS, G.; MEDEIROS, R. A. Comportamento do nitrato em poços tubulares no entorno da Lagoa do Bonfim-Nísia Floresta/RN. **Águas Subterrâneas**, [s.l.], p.1-13, 2014.
- CLARK, R.; KING, J. O Atlas da Água. São Paulo: Publifolha, 2005.
- COSTA, W. D; SALIM, J. Aspectos estruturais da faixa sedimentar costeira da região de Natal/RN. **Revista Estudos Sedimentalógicos**, v. 2, n. 1, p. 133-143, 1972.
- COSTA, W. D.; MANOEL FILHO, J.; TEIXEIRA, J. A. Estudo Hidrogeológico de Natal/RN. Elaborado pela Consultoria Técnica de Geologia e Engenharia (CONTEGE) para a Companhia de Água e Esgoto do Estado do Rio Grande do Norte (CAERN). Recife, p. 224, 1970.
- DA SILVA PEIXOTO, F.; CAVALCANTE, I. N.; GOMES, D. F. Influence of land use and sanitation issues on water quality of an urban aquifer. **Water Resources Management**, v. 34, n. 2, p. 653-674, 2020.
- DO NASCIMENTO, T. S.; PEREIRA, R. O. L.; DE MELLO, H. L. D.; COSTA, J. Metemoglobinemia: do Diagnóstico ao Tratamento. **Revista Brasileira de Anestesiologia**, v. 58, n.6, p. 651-66, 2008.
- EBRAHIMI, S.; ROBERTS, D. J. Sustainable nitrate-contaminated water treatment using multi cycle ion-exchange/bioregeneration of nitrate selective resin. **Journal of Hazardous Materials**, v. 262, p. 539-544, 2013.
- FEITOSA, E. C. Pesquisa de Águas Subterrâneas: Hidreologia - Conceitos e Aplicações. Fortaleza: REFO/CPRM, 1999.
- FELIPE, J. L. A. RN – Geografia Histórica. João Pessoa: Grafset, 2006.
- FERREIRA, A. Isotermas de Adsorção de Langmuir, Bete Gibbs. Dissertação (Mestrado em Engenharia), Universidade de São Paulo, São Paulo, 2018.
- FETTER, C. W. Contaminant Hydrogeology. New York: Macmillan, p. 458, 1992.
- FOSTER, S. Determinação do Risco de Contaminação das Águas Subterrâneas: um Estudo Baseado em Dados Existentes. São Paulo: Instituto Geológico, 1993.

- FREEZE, R. A; CHERRY, J. A. Groundwater prentice-hall. **International Journal of Epidemiology**, p. 26-31, 1979.
- FRUHLING, L. Nitrates Blamed for Baby Death in South Dakota. Safe Drinking Water: How Can we Provide it in Our Community? Ohio State University, p. 2, 1986.
- GUTIÉRREZ, M.; BIAGIONI, R. N.; ALARCÓN-HERRERA, M. T.; RIVAS-LUCERO, B. A. An overview of nitrate sources and operating processes in arid and semiarid aquifer systems. **Science of the Total Environment**, v. 624, p. 1513-1522, 2018.
- IBGE - Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. Panorama populacional, Natal/RN, 2022. Disponível em: <https://cidades.ibge.gov.br/brasil/rn/natal/panorama> Acesso: 12 de julho de 2022.
- IBGE - Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. Panorama populacional, Natal/RN, 2018. Disponível em: <https://cidades.ibge.gov.br/brasil/rn/natal/panorama> Acesso: 02 de maio de 2022.
- IPLANAT. Estudo hidrogeológico da região metropolitana da região de Natal. Planejamento em recursos naturais (IPLANAT), Relatório final da CAERN, 1983.
- IPT. Reconhecimento Hidrogeológico e Estudo sobre a Qualidade Atual das Águas Subterrâneas da Grande Natal. São Paulo, v. 2, 1993.
- IPT. Reconhecimento Hidrogeológico e Estudo sobre a Qualidade Atual das Águas Subterrâneas da Grande Natal. São Paulo, 1982.
- JIA, W.; LIANG, S.; ZHANG, J.; NGO, H.H.; GUO, W.; YAN, Y.; ZOU, Y. Nitrous oxide emission in low-oxygen simultaneous nitrification and denitrification process: sources and mechanisms. **Bioresource Technology**, p. 444-451, 2017.
- KUCHLER, I. L.; MIEKELEY, N.; FORSBERG, B. R. A contribution to the chemical characterization of rivers in the Rio Negro Basin, Brazil. **Journal of the Brazilian Chemical Society**, v. 11, p. 286-292, 2000.
- MABESONE, J. M.; ROLIM, J. L.; Problemas Estratigráficos e Sedimentológicos do Cenozóide Nordeste. Recife: UFPE, 1982.
- MADROÑERO, F. D. R. Potencial risco à poluição antropogênica no sistema aquífero Dunas/Barreiras da região metropolitana de Natal. Dissertação de Mestrado. Universidade Federal do Rio Grande do Norte, 2022.
- MATIATOS, I. Nitrate source identification in groundwater of multiple land-use areas by combining isotopes and multivariate statistical analysis: a case study of Asopos basin (Central Greece). **Science of the Total Environment**, v. 541, p. 802-814, 2016.

- MELO NETO, R. R.; SANTOS, F. K. G.; LEITE, R. H. L.; NÓBREGA, G. A.; RIOS, R. B. Nitrate removal from water using cashew bagasse chemically modified. **Revista Verde**, p. 08-16, 2013.
- MELO, J. G.; VASCONCELOS, M. B.; ALVES, R. S.; SOARES, N. C. Problemas de manejo de águas subterrâneas em ambientes urbanos: o caso do Município de Natal, RN. *In: XIX Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos*, 12, 2011, Maceió: Centro Cultural e de Exposições Ruth Cardoso, 2011.
- MELO, J. G.; QUEIROZ, M. A.; HUNZIKER, J. Mecanismos e fontes de contaminação das águas subterrâneas de Natal/RN por nitrato. *In: Congresso Brasileiro de águas subterrâneas*. São Paulo, São Paulo: IBM do Brasil, 1998.
- MELO, J. G. Impactos do Desenvolvimento Urbano nas Águas Subterrâneas de Natal/RN. Dissertação - USP, São Paulo, 1995.
- MS - Ministério da Saúde. 2017. Portaria de Consolidação Nº 5, de 28 de setembro de 2017. Estabelece os procedimentos e responsabilidades relativas ao controle e vigilância da qualidade da água para o consumo humano e seu padrão de potabilidade e dá outras providências. Disponível em: http://portalsinan.saude.gov.br/images/documentos/Legislacoes-Portaria_Consolidacao_5_28_Setembro_2017. Acesso: 20 de junho de 2022.
- MAZDA, A. A contaminação da água por nitrato atingiu 40% dos poços perfurados em Natal, 2022. Disponível em: <http://www.tribunadonorte.com.br/noticia/natal-tem-40-dos-poa-os-fechados-por-contaminacao-a-o/398528#>. Acesso: 12 de julho de 2022.
- NUNES, E. O Meio Ambiente da Grande Natal/RN. Imagem Gráfica, p. 120, 2000.
- QUEIROZ, E. T. Diagnóstico de Águas Minerais e Potáveis de Mesa do Brasil. *In: Congresso Brasileiro De Águas Subterrâneas*. Cuiabá, Cuiabá: ABAS, 2004.
- RIGHETTO A. M.; ROCHA M. Exploração sustentada do aquífero Dunas/ Barreiras na cidade de Natal, RN. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, v.10, p. 27-38, 2005.
- ROSA FILHO, E. F.; HINDI, E. C.; GIUSTI, D.A.; NADAL, C. A. Utilização das águas subterrâneas no abastecimento público das cidades paranaenses. **Boletim Paranaense de Geociências**, p. 13-23, 1998.
- SABINO, C. V. S. Sorção de núclídeos no solo. Tese de Doutorado, Universidade Federal de Minas Gerais, 1998.

- SALIM, J.; LIMA, M.; MABESOONE, J. M. Vales estruturais no litoral leste do Rio Grande do Norte, 1977, Maceió/AL. *In*: VI Simpósio de Geologia do Nordeste. Maceió: ABAS, 1977.
- VASCONCELOS, N. S. O Avanço da Contaminação por Nitratos nas Águas Subterrâneas da Zona Sul de Natal-RN. Dissertação DE Mestrado, Universidade Federal do Rio Grande do Norte, 2002.
- VON SPERLING, V. M. Introdução à Qualidade da Água e ao Tratamento dos Esgotos. 2. ed. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental, 1996.
- ZHANG, Q.; SUN, J.; LIU, J.; HUANG, G.; LU, C.; ZHANG, Y. Driving mechanism and sources of groundwater nitrate contamination in the rapidly urbanized region of south China. **Journal of Contaminant Hydrology**, v. 182, p. 221-230, 2015.
- ZHENG, X.; ZHANG, S.; HUANG, D.; ZHANG, L.; ZHANG, J. A pilot-scale deep bed denitrification filter for secondary effluent treatment using sodium acetate as external carbon. **Water Environment Research**, v. 91, n. 6, p. 491-499, 2019.
- ZHENG, X.; ZHANG, S.; HUANG, D.; ZHANG, L.; ZHANG, J. A pilot-scale deep bed denitrification filter for secondary effluent treatment using sodium acetate as external carbon. *Water environment research: a research publication of the Water Environment Federation*, 2018.
- ZOBY, J. L. G. Panorama da qualidade das águas subterrâneas no BRASIL. **Águas Subterrâneas**. Suplemento – Anais do XV Congresso Brasileiro de Águas Subterrâneas, 2008.

TECNOLOGIAS DESENVOLVIDAS PARA REMOÇÃO DE NITRATO EM ÁGUAS POTÁVEIS

TECHNOLOGIES DEVELOPED FOR REMOVAL OF NITRATE ON DRINKING WATER

DOI: 10.51859/AMPLLA.APP2385-3

Sarah Martins dos Reis ¹

José Robério de Oliveira Netto ²

Maria Beatriz Mesquita Cansanção Felipe ³

Heryka Myrna Maia Ramalho ⁴

Francisco Humberto Xavier Junior ⁵

Maria Aparecida Medeiros Maciel* ^{6,7}

¹ Doutoranda em Biotecnologia. Programa de Pós-graduação em Biotecnologia, Universidade Potiguar - UnP

² Doutorando em Biotecnologia em Saúde (RENORBIO). Universidade Federal do Rio Grande do Norte - UFRN

³ Pesquisador/Colaborador do Programa de Pós-Graduação em Biotecnologia. Universidade Potiguar - UnP

⁴ Professor/Pesquisador do Programa de Pós-Graduação em Biotecnologia. Universidade Potiguar - UnP

⁵ Professor/Pesquisador, Laboratório de Biotecnologia Farmacêutica, Universidade Federal da Paraíba - UFPB

⁶ Professor/Pesquisador do Programa de Pós-graduação em Biotecnologia, Universidade Potiguar - UnP

⁷ Professor/Pesquisador do Programa de Pós-graduação em Biotecnologia (RENORBIO) - UFRN

RESUMO

A contaminação da água por íon nitrato (NO_3^-) resultou no desenvolvimento de várias técnicas de tratamento com base em processos físico-químicos e biológicos que removem ou reduzem índice de íon NO_3^- . Dentre os vários métodos disponíveis os mais utilizados são: tecnologias de adsorção, membranas, troca iônica e tratamento biológico. As técnicas de desnitrificação em larga escala ainda estão no campo da pesquisa e o mais comum é encontrar empresas concessionárias de água que têm realizado os procedimentos das diluições entre águas. Neste cenário, para remoção de nitrato das águas residuais a desnitrificação biológica é o processo mais amplamente estudado. No presente trabalho, são apresentados fundamentações teóricas e detalhamento de processos físico-químicos empregados na remoção de íon NO_3^- , presente em águas contaminadas.

Palavras-chave: Íon nitrato. Desnitrificação. Tecnologias de adsorção. Isotermas de Adsorção. Tratamento biológico.

ABSTRACT

Water contaminated with nitrate ion (NO_3^-) has resulted in the development of various techniques for treatment, which are based on physical-chemical and biological processes aiming at to remove or reduce large contents of NO_3^- . Among the available methods, the most used are: adsorption technologies, membranes, ion exchange and biological treatment. Large-scale denitrification techniques are still in the field of research and the most common is to find water concessionaires that have performed the procedures for water dilutions. So far, biological denitrification is the most widely studied process for nitrate removal from wastewater. In the present work is presented a detailed theoretical approach focusing on physical-chemical processes applied in the NO_3^- ion removal of contaminated waters.

Keywords: Nitrate ion. Denitrification. Adsorption technologies. Adsorption isotherms. Biological treatment.

1. INTRODUÇÃO

A água é um recurso natural limitado e sua escassez pode ocorrer em função de condições climáticas, hidrológicas e hidrogeológicas, bem como por demanda excessiva. A qualidade água de uso humano é fundamental para proteção da saúde coletiva. O conceito de saúde ambiental está correlacionado com a saúde pública, com foco específico nos problemas derivados dos efeitos que o meio ambiente exerce sobre o bem-estar físico e mental do ser humano (MAS-PLA; MENCÍÓ, 2019; MCGINNIS et al., 2019; PIKUL et al., 2018; WU et al., 2019).

Os fatores que controlam a composição química natural das águas subterrâneas incluem diversos parâmetros, tais como: pressão; temperatura; grau de porosidade e permeabilidade; tempo de contato; composição da água de recarga; geoquímicos e biogeoquímicos; propriedades hidrogeológicas; composição mineralógica das rochas (sedimentos); fratura das rochas; déficit de saturação, bem como mistura de águas e suas propriedades específicas (PEDATI et al., 2017; ZHENG et al., 2018; ZUBAIDI et al., 2020a).

As técnicas de descontaminação de águas contaminadas pela poluição ambiental vão desde a injeção de produtos no ambiente subterrâneo, que provocam a desnitrificação da água contaminada, até o simples procedimento de mesclar águas contaminadas com outras em que a concentração de nitrato é menor, possibilitando a redução de teores de nitrato mais aceitáveis (HASHIM et al., 2020; MELO et al., 2011; SAH, 1994; ZHANG et al., 2019).

A contaminação da água por íon nitrato (NO_3^-) resultou no desenvolvimento de várias técnicas de tratamento/purificação com base nos processos físico-químicos e biológicos utilizados para remover ou reduzir a quantidade de poluentes tóxicos encontrados. No entanto, o nitrato não precipita facilmente e tem baixo poder de adsorção, devido à sua elevada estabilidade e solubilidade. Por esta razão, é difícil remover este íon da água utilizando as tecnologias convencionais, sendo necessário a utilização de métodos especiais para a diminuição da concentração a níveis aceitáveis (BAHRAMI et al., 2020; LI et al., 2021; LOGANATHAN et al., 2013; MOORCROFT et al., 2001; SUN et al., 2019; ZUBAIDI et al., 2020b).

No caso da contaminação da água por compostos nitrogenados e seus metabólitos, acredita-se que sua ação esteja relacionada com a inibição de vitamina C e de outros antioxidantes que protegem o DNA. São capazes de provocar a desaminação de purinas e pirimidinas do DNA, do mesmo modo que o óxido nitroso, já referido como responsável por mutações de ponto no gene supressor de tumor TP53, dentre outras enfermidades (CÉSAR et al., 2017; LI et al., 2021; LIU et al., 2021).

O nitrato (NO_3^-) é reduzido a nitrito (NO_2^-) durante a digestão, os íons NO_2^- oxidam os íons de ferro da hemoglobina e ainda, interferem na transferência do oxigênio nas células, promovendo metahemoglobina, conhecida como Síndrome do Bebê Azul (BAIRD; CANN, 2011). Embora o íon nitrato seja excretado pelos rins, apresenta grande riscos para a saúde humana em concentrações acima de 10 mg L^{-1} , e pode ser fatal para bebês. Pesquisas apontam que às condições alcalinas do sistema gastrointestinal de crianças com 3 meses de idade, favorecem o desenvolvimento da metahemoglobina (QUEIROZ, 2004; ZHENG et al., 2018). A Síndrome do Bebê Azul também pode ser observada em gestantes e pode provocar deformações congênitas. Em adultos o íon NO_3^- pode desencadear câncer ou gerar problemas na tireoide, dentre outras enfermidades (CÉSAR et al., 2002; HOCAOGLU et al., 2016; MARTÍNEZ, 2018; MATO, 1996; WU et al., 2022).

A utilização de processos físico-químicos utilizados para remoção de íon NO_3^- de águas de abastecimento é limitada, devido ao alto custo de instalação, operação e energia para funcionamento do processo. Além disso, os tratamentos produzem resíduos que são constituídos por grandes concentrações de nitratos e por outros íons presentes na água, por exemplo, cloro, sulfato e hidrogenocarbonetos (GOMEZ et al., 2020; KARANASIOS et al., 2010; MONDAL et al., 2019; SOUSA, 2004; TORRES, 2011; ZHANG et al., 2019).

Os principais processos biológicos utilizados no tratamento de água para remoção de íon NO_3^- , podem ser divididos em duas grandes categorias: tratamento com biomassa suspensa ou tratamento com biomassa fixa. Nos processos de biomassa suspensa, os microrganismos são mantidos em suspensão por processos apropriados de mistura. No processo de biomassa fixa os microrganismos estão aderidos a um material inerte formando um biofilme. Os materiais usados como suporte bacteriano incluem

rochas, cascalho, areia e vários tipos de plástico, bem como materiais sintéticos (TORRES, 2011; ZHANG et al., 2019).

De forma abrangente, as técnicas de desnitrificação em larga escala (acervos subterrâneos) ainda estão no campo da pesquisa e o mais comum é encontrar empresas concessionárias de água que têm realizado os procedimentos das diluições entre águas (MELO et al., 2011; ZHANG et al., 2019). Neste cenário, a desnitrificação biológica é um processo amplamente estudado para remoção de nitrato das águas residuais (PANG; WANG, 2021). Citando um exemplo, a utilização desta técnica para tratamento de água de abastecimento público foi implementada na Alemanha e nos Estados Unidos (PARK; YOO, 2015; TORRES, 2011).

2. ABORDAGEM GERAL PARA TÉCNICAS DE REMOÇÃO DE ÍON NITRATO

Dentre os vários métodos disponíveis para remoção de íon nitrato os mais utilizados são: tecnologias de adsorção; tecnologia de membranas; tecnologia de troca iônica; e tratamento biológico (ALBATRNI et al., 2022; BATTAS et al., 2019; HASHIM et al., 2020; LORETTE et al., 2020; SHRIMALI; SINGH, 2016; STJEPANOVIC et al., 2019; PANG; WANG, 2021; ZHANG; ANGELIDAK, 2013).

A adsorção tem sido empregada com sucesso para remoção de nitrato de água e consiste em um processo que compreende a transferência de massa entre adsorvente (material sobre cuja superfície ocorre a adsorção) e adsorbato (substância adsorvida). Para que o processo de adsorção seja eficiente é necessário que o adsorvente tenha elevada seletividade e capacidade de adsorção, bem como longa vida (ABDELWAHEB et al., 2019; BARBOSA, 2005; HANACHE et al., 2019; IMMICH et al., 2009; ZHAO et al., 2018).

Os adsorventes são materiais sólidos, de origem natural ou sintética, que possuem poros e sítios ativos como, por exemplo, alumina e bauxita ativadas, zeólitas, resinas trocadoras, nanopartículas, sílica gel, biossorventes e carvão ativado (ALBATRNI et al., 2022; FERREIRA, 2018).

A tecnologia de membranas é um método que necessita de um pós-tratamento de salmoura gerada antes da descarga. O princípio da remoção dos íons neste método está baseado na passagem forçada da água contaminada, pela aplicação de pressão

superior à osmótica, por uma membrana semipermeável, que filtra o íon nitrato. No entanto, o processo não é seletivo em função da remoção de outros íons presentes na água. Por outro lado, trata-se de um método que remove componentes orgânicos, suspensos, partículas coloidais, variações no pH, exposição ao cloro e elevada quantidade de sólidos totais dissolvidos (BARBOSA, 2005; GHAEMI et al., 2018; ZHENG et al., 2018).

O processo de troca iônica se baseia na passagem de água contaminada por uma coluna preenchida com resina com grupos funcionais neutralizados por ânions de bases fortes, que são trocados pelo contaminante até a exaustão completa da resina. Este processo é muito eficaz, é de fácil controle, sua automação é simples e as temperaturas não afetam a sua operação. No entanto, a troca iônica requer um fornecimento contínuo de substâncias químicas e dependendo das quantidades de água a serem purificadas, o custo operacional fica inviabilizado (ZHENG et al., 2018). Destacando as vantagens para este processo, destacam-se: **i)** remoção de nitrato mesmo quando as concentrações já são baixas; **ii)** detém elevada eficiência quando outros íons não interferem; **iii)** podem remover altas concentrações de nitrato. Como desvantagens inibe outros íons e ocorre produção de salmoura concentrada que requer uma etapa subsequente de pós-tratamento (BHATNAGARA; SILLANPÄÄB, 2011; EBRAHIM; ROBERTS, 2015).

Os processos físico-químicos de Ultrafiltração e Osmose Reversa Eletrodialise apresentam elevada eficiência na remoção de íon nitrato e podem remover altas concentrações deste íon. No entanto, produz alta concentração de salmoura e a membrana precisa ser substituída em função da saturação (RAVNJAK et al., 2013; ZHANG; ANGELIDAK, 2013).

Os processos biológicos de desnitrificação são atualmente considerados muito promissores para remover o nitrato de água contaminada. O método biológico de desnitrificação consiste na redução biológica dos nitratos (NO_3^-) ou nitritos a nitrogênio molecular (N_2) em ambiente anóxico, que contempla um ambiente biocompatível com pouco (ou nenhum) oxigênio dissolvido. A desnitrificação biológica apresenta diversas vantagens sobre os métodos de osmose reversa e troca iônica. Comparativamente aos métodos físico-químicos, é considerado um método economicamente viável, em que as bactérias desnitrificantes utilizam o oxigênio dos nitratos e nitritos para metabolizar

estruturas celulares. As bactérias que atuam neste método podem ser heterotróficas ou autotróficas. As heterotróficas utilizam diferentes compostos de carbono como doadores de elétrons e as autotróficas utilizam carbono inorgânico como fonte de carbono. Neste processo, as espécies nitrogenadas (nitratos e nitritos) funcionam como aceptores de elétrons na cadeia de transporte, quando uma fonte orgânica de carbono está disponível. O tipo de doador de elétrons é a principal diferença entre os processos heterotróficos e autotróficos de remoção biológica de nitrato (FRANCO NETO, 2011; REZAEI et al., 2010; PANG; WANG, 2021; ZHAO et al., 2018).

A desnitrificação autótrofa tem atraído o interesse de muitos pesquisadores, em função de reduzir custos operacionais e eliminar fontes externas de carbono (LEE et al., 2016). As fontes de carbono externas mais comumente usadas são os álcoois (metanol e etanol) e acetatos. Como exemplos de substratos orgânicos que podem ser utilizados como fonte de carbono na desnitrificação, destacam-se: efluentes da destilação do vinho; lixiviados de resíduos alimentares; efluentes de indústrias de produtos alimentares (como melão e cerveja); resíduos de suinicultura; lamas hidrolisadas, dentre outros (JIA et al., 2017; MOHSENI-BANDPI et al., 2013; PARK; YOO, 2015).

Dentre os benefícios dos processos biológicos destacam-se: a capacidade de remoção seletiva do nitrato; a conversão do poluente em um componente inócuo (nitrogênio molecular); ampla vantagem do custo/benefício comparado com processos físico-químicos, bem como custos de instalação e operação (HOCAOGLU et al., 2016; KHORDAGUI; LORETTE et al., 2020; MCGINNIS et al., 2019; PANG; WANG, 2021).

Neste método a remoção de íon nitrato se dá de forma contínua e não há necessidade de interromper o processo operacional com pausas intermitentes no reator para manutenção/reparação. Além disso, ocorre transformação de nitrato em gás nitrogênio que é inofensivo à saúde humana. Como desvantagens destacam-se: **i)** necessidade de um controle preciso, pois existem riscos de excesso de dosagem de carbono, e conseqüentemente deterioração da qualidade da água; **ii)** necessidade de doador de elétrons; **iii)** necessidade de longo tempo para partida; **iv)** necessidade de monitoramento das condições ambientais e metabólicas; **v)** libera sólidos suspensos (XUMING; JIANLONG, 2009; OVEZ et al., 2016; ZHENG et al., 2018).

A combinação de desnitrificação biológica eletrodiálise e redução química têm sido amplamente investigados. No método de redução química por exemplo, são

utilizadas partículas metálicas de ferro e alumínio, em que a redução de nitrato por partículas de ferro metálico é realizada em condições de pH relativamente baixo (de preferência pH <4), já que reduz taxas de corrosão do ferro. O processo vem sendo otimizado pelo uso de partículas de ferro em escala manométrica, devido à maior reatividade da área de superfície. No entanto, os altos custos associados com o armazenamento, preparação, estabilidade e rápida oxidação das nanopartículas de ferro nas condições ambientais (meio aquoso neutro ou com variação de pH) limitam suas aplicações em larga escala (HOU et al., 2015; ZHANG et al., 2019).

3. DETALHAMENTO DE TÉCNICAS DE DESCONTAMINAÇÃO PARA REMOÇÃO DE ÍON NITRATO

3.1. ADSORÇÃO E RESINAS TROCADORAS DE ÍONS

Adsorção é o processo por meio do qual um fluido é retido sobre um sólido. Neste processo de acumulação e concentração seletiva, a substância que tem constituintes retidos é chamada de adsorvato e o sólido que adsorve é chamado de adsorvente ou substrato. A adsorção é um processo que depende da velocidade com que a substância se difunde através da solução, em direção ao sólido e, portanto, não é instantânea. Esta velocidade pode ser determinada observando-se as mudanças do grau de recobrimento com o tempo. O processo inverso da adsorção é a dessorção (Figura 1) (WORCH, 2012).

O grau (ou fração) de recobrimento informa sobre o recobrimento de uma determinada superfície e geralmente é expresso da seguinte forma:

$$\theta = \frac{\text{número de sítios de adsorção ocupados}}{\text{número de sítios de adsorção disponíveis}}$$

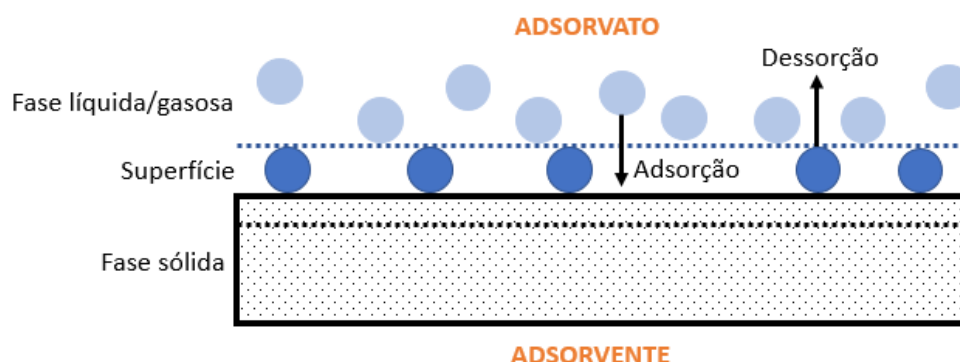
O grau de recobrimento também pode ser expresso em função do volume adsorvido: $\theta = V/V^\infty$, em que V^∞ é o volume necessário para o adsorvato recobrir todo o sólido (HOU et al., 2015).

A partir da fórmula $\Delta H = \Delta G - T\Delta S$, que avalia a entalpia de adsorção (ΔH), a entropia (ΔS) e a energia livre superficial (ΔG), é possível determinar a espontaneidade do processo. Se a adsorção possui variação da energia livre de Gibbs negativa, o

processo é dito espontâneo. No entanto, as moléculas do líquido adsorvido ficam limitadas ao sólido e, por isso existe uma redução do grau de liberdade do líquido, acarretando uma variação de entropia negativa (HOU et al., 2015).

O processo de adsorção pode ser classificado como um processo físico ou químico, dependendo do tipo de força envolvido (Tabela 1). O processo físico pode ser comparado com a condensação de vapor para formação de um líquido, e depende de temperaturas que devem estar abaixo da temperatura crítica do gás. Já a adsorção química (ou quimissorção) envolve interações específicas entre o adsorvente e o adsorvato, com energia quase tão alta quanto a de formação de ligações químicas (ALBATRNI et al., 2022; 2019).

Figura 1. Processo de adsorção e dessorção.



Fonte: adaptado de Worch, 2012.

Quando a adsorção ocorre via formação de ligação química entre o líquido e o sólido, o processo é denominado de quimissorção. No entanto, se o adsorvato ficar retido apenas por interações intermoleculares, o processo é denominado de fisissorção (Tabela 1). Apesar de fracas, as interações envolvidas na fisissorção (adsorção física) são de longo alcance, possibilitando a formação de múltiplas camadas moleculares sobrepostas, coisa que não ocorre na adsorção química (quimissorção), que tem a formação de apenas uma camada adsorvida normalmente por ligações covalentes (ALBATRNI et al., 2022; SIMÕES et al., 2019).

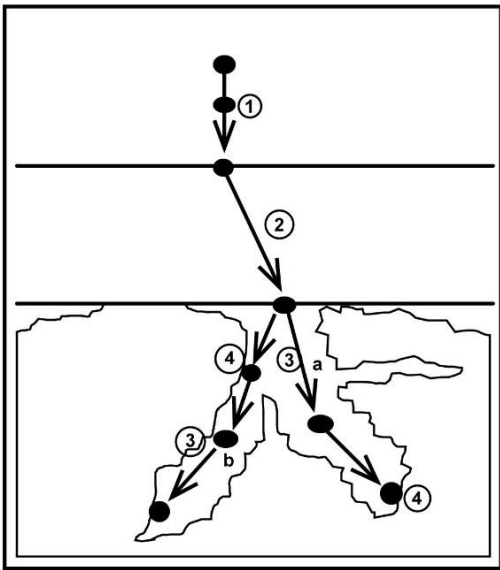
Tabela 1. Adsorção física e química e suas características.

FISSORÇÃO	QUIMISSORÇÃO
Baixo calor de adsorção	Elevado calor de adsorção
Não específica	Específica
Mono ou multicamada. Não há dissociação de espécies adsorvidas, significante apenas em baixas temperaturas.	Somente multicamada. Pode envolver dissociação acima de uma faixa de temperatura.
Não-ativada, pode ser rápida e reversível. Não há transferência eletrônica, mas pode haver polarização do adsorvato.	Ativada, pode ser vagarosa, e irreversível. Há transferência eletrônica que leva a formação de ligação entre adsorvato e superfície do adsorvente.

Fonte: Adaptado de Ferreira, 2018.

A cinética da adsorção (Figura 2) está diretamente correlacionada com a velocidade de quatro etapas operacionais, tais como: **i)** o movimento do fluido que será adsorvido através da solução até a interface com o sólido (camada limite); **ii)** o transporte do adsorvato na camada limite até a entrada dos poros, que ocorre por difusão (difusão externa); **iii)** o transporte do adsorvato através dos poros da partícula, que ocorre por uma combinação de difusão molecular através do líquido contido no interior dos poros e difusão ao longo da superfície do adsorvente (difusão interna); **iv)** ligação do adsorvato em um sítio disponível do adsorvente, que pode envolver vários mecanismos, tais como: adsorção física, adsorção química, troca iônica, precipitação ou complexação (ALBATRNI et al., 2022; 2019; MAJD et al., 2022).

Figura 2. Etapas operacionais da cinética da adsorção.



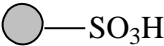
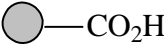
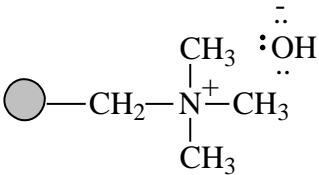
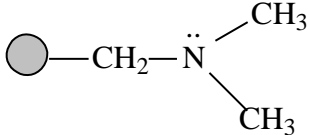
Fonte: Adaptado de Ferreira, 2018.

O uso de resinas de troca iônica sintéticas teve início em 1935, com o trabalho de Adams e Holmes na manufatura de produtos de polimerização com propriedades de troca catiônica e aniônica. Griessbach em 1939, destacou o potencial de uso desta nova classe de trocadores iônicos, os quais tinham propriedades superiores e não apenas serviam para a purificação de água, mas também para adsorção, formação de complexos, separação, purificação, conversão e recuperação de águas contaminadas (AYAWEI et al., 2017).

As resinas de troca iônica mais utilizadas são as obtidas por polimerização, como as de poliestireno ou estirenodivinilbenzeno, por serem química e termicamente estáveis. São definidas como polímeros de alto peso molecular contendo grupos iônicos como parte integral da estrutura polimérica e possuem a forma de grânulos esféricos, os quais apresentam estrutura densa sem poros aparentes. As do tipo gel são conhecidas como resinas microporosas e as de estrutura multicanalizada de poros, são conhecidas como resinas macroporosas (FERREIRA, 2018).

A classificação dos diversos tipos de resinas de troca iônica depende do material com o qual se obtém sua matriz, dos grupos funcionais fixados à matriz e da estrutura da resina (Quadro 1).

Quadro 1. Classificação das resinas conforme os grupos iônicos funcionais fixados à matriz.

Classificação	Grupo funcional	Estrutura química
Resinas Catiônicas Fortes	Ácido Sulfônico	
Resinas Catiônicas Fracas	Carboxílico ou Fosfórico	
Resinas Aniônicas Fortes	Amônia Quaternária	
Resinas Aniônicas Fracas	Amina	

Fonte: Adaptado de Ferreira, 2018.

As resinas de troca iônica variam de acordo com a constituição do seu grupo matricial, são basicamente formadas por duas partes principais: uma parte constituída por uma matriz polimérica, geralmente estireno reticulado com divinilbenzeno (DVB) e uma parte constituída por grupos funcionais carregados positivamente ou negativamente. A matriz de resina determina as suas propriedades físicas, o seu comportamento em relação a substâncias biológicas, e até certo ponto a sua capacidade de ligação (JIA et al., 2017).

O tipo gel consiste de cadeias individuais interconectadas onde os tamanhos dos canais e poros, muito pequenos, são determinados pela distância entre cadeias individuais de polímeros. O tipo macroporosa é formada por dezenas de microgrãos conectados entre si, formando uma estrutura de alta resistência mecânica no formato de esferas opacas, diferente das esferas do tipo gel que são brilhantes e transparentes (MELO NETO et al., 2013).

Os tipos de resinas citadas no Quadro 1 podem ter diferentes estruturas da matriz, tais como: i) gel (são aquelas que durante a polimerização, originam uma rede em forma de gel); ii) macroporos (uma estrutura porosa, formada ao longo da polimerização); iii) isoporos (estrutura porosa e de cross-linking modificada, para se obter polímeros com poros uniformes); iv) pelicular (formas alternativas: filme, fibra, placa, dentre outros) (CUNHA, 2002).

O desempenho das resinas trocadoras de íons é influenciado por diversos fatores, tais como temperatura e pH da solução, peso molecular e intensidade da carga da espécie iônica presente nas fases, geometria da resina de troca iônica, força iônica na solução, tamanho das partículas da resina, natureza do solvente e tempo de contato entre a espécie iônica em solução e na resina (NASCIMENTO et al., 2014).

As resinas de troca iônica são importantes ferramentas na química moderna, por possuir as seguintes características i) devido à grande variedade existente, permitem numerosas combinações, tornando-se aplicáveis nas mais diversas situações especiais de uso; ii) podem ser produzidas em larga escala com preços competitivos a outros materiais que desempenham a mesma função; iii) podem ser regeneradas em colunas (não necessitando removê-las) e podem ser reutilizadas em muitos ciclos de produção; iv) em determinados casos, resinas catiônicas, resistem a 1500 ciclos enquanto as aniônicas resistem em média a 500-1000 ciclos; v) permitem que alguns parâmetros

operacionais possam ser ajustados para minimizar custos e maximizar desempenho, tais como: passagem-simples, passagem dupla, contracorrente e fluxo-cruzado de regeneração e capacidade de troca iônica; vi) pela possibilidade de regeneração, tornam-se adsorventes associados a processos eco-compatíveis (FERREIRA, 2018).

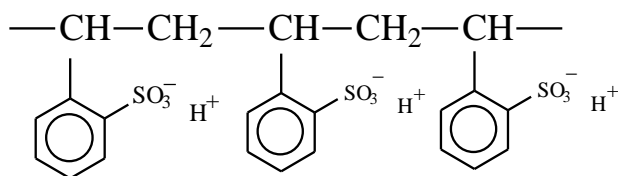
3.2. MECANISMOS DE TROCA IÔNICA

Geralmente, o termo de troca iônica tem o significado de permuta de íons de mesmo sinal, entre uma solução e um corpo sólido altamente insolúvel que está em contato com ela. O sólido (trocador de íons) deve conter íons próprios para possibilitar a troca iônica com rapidez suficiente e em extensão que lhe dê um valor prático. Além disso, o sólido deve ter uma estrutura molecular aberta, permeável, de modo que os íons e as moléculas do solvente possam mover-se livremente (CUNHA, 2002).

Para fins analíticos, os trocadores iônicos orgânicos de origem sintética, são de grande interesse. No entanto, alguns materiais inorgânicos, como fosfato de zirconila e o 1,2-molibdofosfato de amônio, também possuem elevada capacidade de troca de íons e tem aplicações especiais, tais como: remoção de cromo e redução de dureza (AYAWEI et al., 2017). Os trocadores de íons são insolúveis na água, em solventes orgânicos e contém íons ativos ou contrários que em solução são permutados de forma reversível com outros íons sem que ocorra uma mudança física no material. O trocador de íons tem uma natureza polimérica, complexa, e contém carga que é neutralizada pelas cargas dos contra-íons (LI; HULYA, 2010).

Os íons ativos são cátions em um trocador catiônico e ânions em um trocador aniônico. Assim, o trocador catiônico consiste em um ânion polimérico com cátions ativos, enquanto que o trocador aniônico é um cátion polimérico com ânions ativos. Uma resina trocadora de cátions amplamente usada é obtida pela copolimerização do estireno com uma pequena proporção de divinilbenzeno, seguida da sulfonação (LI; HULYA, 2010). A resina trocadora de cátions consiste em um esqueleto polimérico unido por ligações cruzadas entre cadeias poliméricas, formando um reticulado, de modo que os grupos de troca iônica são carregados por este esqueleto (Figura 3).

Figura 3. Radical sulfônico de resina trocadora de cátions.



Fonte: autoria própria.

A estrutura representativa de resina trocadora de cátions (Figura 3) funciona como se fosse uma esponja, contendo íons sulfonato carregados negativamente que se ligam firmemente a rede. As cargas negativas são equilibradas por um número equivalente de cátions, ou seja, íons de hidrogênio na forma hydrogenada da resina e íons sódio na sua forma sódica. Estes íons movem-se livremente nos poros cheios de água e são designados como íons móveis, que são permutáveis por outros. Quando um trocador catiônico contendo íons móveis C^+ é posto em contato com uma solução que contém cátions A^+ , estes cátions se difundem na estrutura da resina, e os cátions C^+ se difundem para fora, até que seja atingido o equilíbrio. O sólido e a solução contêm ambos os cátions, em números que dependem da posição do equilíbrio. O mesmo mecanismo opera no caso da permuta de ânions, num trocador aniônico (HAMER; THURTON, 2005).

As propriedades físicas são grandemente determinadas pelo grau de reticulação que define de forma não precisa, o valor nominal, que por sua vez é o parâmetro utilizado para se classificar as resinas. As resinas altamente reticuladas por exemplo, são mais quebradiças, mais duras e mais impermeáveis do que as de baixa reticulação. Portanto, a preferência de uma resina por um íon depende, de certo modo, do grau de reticulação (NASCIMENTO, 2014).

4. ISOTERMAS DE ADSORÇÃO

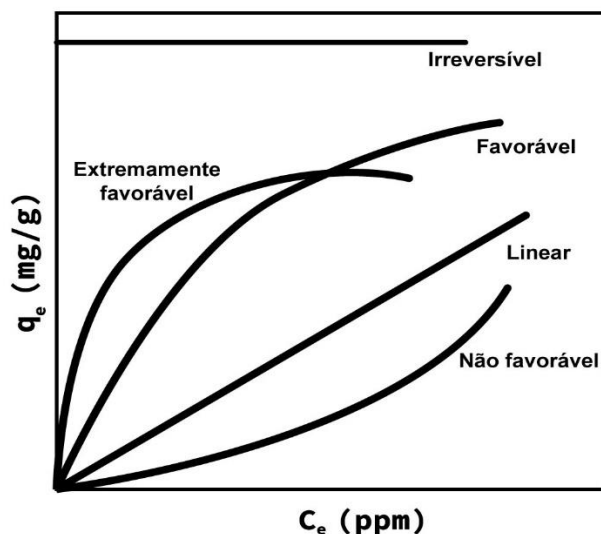
As isotermas de adsorção descrevem matematicamente a relação entre a concentração adsorvida e aquela em solução. Especificamente, são diagramas que mostram a variação da concentração de equilíbrio no sólido adsorvente com a pressão parcial ou concentração da fase líquida, em uma determinada temperatura. Os gráficos gerados fornecem informações sobre o mecanismo de adsorção (CUNHA, 2002; MAJD et al., 2022).

A adsorção ocorre na interface entre duas substâncias e pode ser entre um líquido e um gás, um sólido e um gás e um sólido e um líquido. Caracteristicamente, se analisa o aumento da concentração da substância na superfície da fase condensada (sólido ou líquido), que é denominada de adsorvente (KINNIBURGH, 1986). Por definição, o gás desprendido e o adsorvido encontram-se em equilíbrio dinâmico e o nível de recobrimento do campo externo do material necessita da pressão do gás em equilíbrio. A variação θ com a pressão, a uma temperatura estática constitui em uma isoterma de adsorção. Estas constituem sinuosidades, as quais indicam a forma como o adsorvente verdadeiramente adsorverá aos constituintes e se a apuração requerida consegue ser atingida. Essas curvas fornecem uma aproximação da porção máxima de soluto que será adsorvida além de dados que determinam se o adsorvente será economicamente realizável para a purificação de um líquido (AYAWEI, 2017).

O equilíbrio de adsorção ocorre quando o adsorvente entra em contato com um dado volume de um líquido contendo um soluto adsorvível (adsorbato ou adsorvato). Neste processo, as moléculas ou íons tendem a fluir do meio aquoso para a superfície do adsorvente até que a concentração de soluto na fase líquida (C_e) permaneça constante. Nesse estágio é dito que o sistema atingiu o estado de equilíbrio e a capacidade de adsorção do adsorvente (q_e) é determinada. Portanto, gráficos correlacionando a capacidade de adsorção (q) versus C_e podem ser obtidos a partir de dados experimentais. Aplicando modelagem com equações de isotermas, então a relação q versus C_e pode ser expressa na forma matemática, e a capacidade máxima de adsorção de um adsorvente pode ser calculada experimentalmente (AYAWEI et al., 2017).

As principais classificações de isotermas de adsorção estão descritas na Figura 4, em que q_e representa a concentração máxima de soluto retida no adsorvente e C_e é a concentração de equilíbrio.

Figura 4. Tipos de isotermas de adsorção.



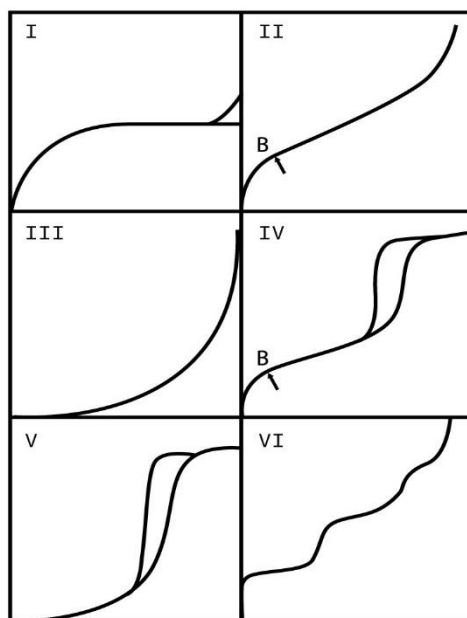
Fonte: Adaptado de Cunha, 2002.

A isoterma linear é constituída de uma reta a qual se inicia na origem e sugere que a quantidade adsorvida é equivalente a concentração do fluído, não correspondendo à capacidade máxima de adsorção. As isotermas côncavas são aquelas simpatizantes, por excisar quantidade elevadas mesmo em baixos níveis de concentração de adsorvato do fluído. Isotermas convexas são denominadas desfavoráveis, pois possuem baixa capacidade de remoção em baixas concentrações. Essas são escassas, contudo muito relevantes para compreender o processo de regeneração da transferência de massa do sólido para a fase fluída. No entanto, quando o estudo do fenômeno de adsorção é feito com o objetivo de se obter informações sobre a área específica e a estrutura porosa de um sólido, a construção de uma isoterma de adsorção é fundamental, já que sua forma informa sobre as características do material. A isoterma mostra a relação entre a quantidade molar de um determinado gás n adsorvida ou dessorvida por um sólido, a uma temperatura constante, em função da pressão do gás (CUNHA, 2002; MAJD et al., 2022).

O formato da isoterma, portanto, é função do tipo de porosidade do sólido, que consistem em seis tipos principais de variações. Os cinco primeiros tipos foram originalmente sugeridos em 1938 (BRUNAUER et al., 1938); o sexto tipo foi proposto algum tempo depois.

A Figura 5, mostra os tipos de porosidade do sólido (volume adsorvido - n versus P/P_0) de isotermas de adsorção obtidas após análises experimentais de adsorção (BRUNAUER et al., 1938; CUNHA, 2002; MAJD et al., 2022).

Figura 5. Isotermas como função do tipo de porosidade do sólido.



Fonte: Adaptado de Brunauer, 1938.

A isoterma do tipo I é característica de sólidos com microporosidade. As isotermas do tipo II e IV são típicas de sólidos não porosos e de sólidos com poros razoavelmente grandes, respectivamente. As isotermas do tipo III e V são características de sistemas onde as moléculas do adsorvato apresentam maior interação entre si do que com o sólido, o que representa um caso muito raro entre os materiais mais comuns. Devido ao fenômeno de histerese, a isoterma do tipo IV e V apresentam dois valores de pressão relativa para cada valor de quantidade adsorvida. A ocorrência disso é função do formato do poro e do menisco do líquido. Para poro de formato cilíndrico fechado em uma das extremidades a condensação capilar começa no fundo do poro, formando um menisco hemisférico. A evaporação se inicia a partir desse menisco na mesma pressão que a condensação ocorreu, gerando uma isoterma sem histerese (BRUNAUER et al., 1938; CUNHA, 2002; MAJD et al., 2022).

5. PARÂMETROS TERMODINÂMICOS E CINÉTICOS DA ADSORÇÃO

No estudo do processo de adsorção a avaliação de fatores como energia e entropia devem ser avaliados visando determinar se o processo ocorrerá de forma espontânea (HOU et al., 2015). Em todo processo de adsorção, o adsorbato passa de um estado energético maior para outro menor havendo, portanto, liberação de energia para as vizinhanças do sistema adsorvente/adsorbato, caracterizando um fenômeno tipicamente exotérmico. Liberando assim, calor em função das forças de adsorção envolvidas e a energia liberada durante esse processo é chamada de entalpia de adsorção ΔH . A entropia (ΔS) e a energia livre superficial (ΔG) são consideradas para a determinação da espontaneidade do processo, e a ΔH pode ser determinada pela equação $\Delta H = \Delta G - T\Delta S$ (SIMÕES et al., 2019).

Valores negativos para ΔG acompanhados de valores positivos para ΔS indicam que o processo de adsorção é espontâneo e que o adsorvente tem afinidade pelo adsorbato. Além disso, valores positivos para ΔS sugerem um aumento da entropia na interface sólido/líquido com mudanças estruturais no adsorbato e no adsorvente. Os valores negativos de ΔH confirmam a natureza exotérmica do processo, enquanto valores positivos indicam que o processo é endotérmico (SIMÕES et al., 2019).

Em um processo exotérmico a adsorção do componente em estudo diminui com a temperatura, enquanto que em um processo endotérmico ocorre o contrário. O calor de adsorção pode ser utilizado para caracterizar o equilíbrio e indicar a intensidade das forças de ligação entre adsorbato/adsorvente, podendo sua magnitude distinguir, muitas vezes, a adsorção física da química (SMITH et al., 2014).

Quando ocorre adsorção em uma superfície uniforme a concentrações suficientemente baixas, onde todas as moléculas estão isoladas de suas vizinhanças, a relação de equilíbrio entre a concentração na fase fluida e na fase adsorvida será linear, sendo a constante de proporcionalidade chamada de constante de Henry (ALBATRNI et al., 2019).

A dependência da constante de Henry (H) com a temperatura segue a lei de van't Hoff, que é descrita de acordo com a equação (ALBATRNI et al., 2019):

$$\frac{d \ln H}{dt} = \frac{\Delta H_0}{RT^2}$$

em que: $H = b \cdot q_m$ (a partir da equação que descreve a isoterma de Langmuir).

6. MODELO DE LANGMUIR

Langmuir apresentou uma teoria para entender a adsorção sobre uma superfície uniforme, simples, infinita e não porosa. O exemplo resume-se em uma hipótese de atividade das moléculas adsorvidas pela superfície do adsorvente. Por definição, tem-se que assim que as moléculas são adsorvidas, ocorre uma divisão uniforme com produção de uma monocamada que recobre completamente a superfície. Neste modelo, utiliza-se o conceito dinâmico de equilíbrio de adsorção que determina a igualdade das velocidades de adsorção e dessorção (SIMÕES et al., 2019). Neste modelo assume-se os seguintes pressupostos (SIMÕES et al., 2019): **i)** existe um número definido de sítios que têm energia equivalente; **ii)** as moléculas adsorvidas não interagem umas com as outras; **iii)** a adsorção ocorre em uma monocamada e cada sítio pode comportar apenas uma molécula adsorvida. Desta forma, a isoterma de Langmuir é representada pela equação:

$$q_e = \frac{q_{\max} K_l C_e}{1 + K_l C_e}$$

em que:

q_e : quantidade do soluto adsorvido por grama de adsorvente no equilíbrio $\text{mg} \cdot \text{g}^{-1}$

q_{\max} : capacidade máxima de adsorção ($\text{mg} \cdot \text{g}^{-1}$);

K_l : constante de interação adsorvato/adsorvente ($\text{L} \cdot \text{mg}^{-1}$);

C_e : concentração do adsorvato no equilíbrio ($\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$).

Quando uma solução é posta em contato com o adsorvente e o sistema atinge o equilíbrio, este estado de equilíbrio nada mais é do que a igualdade da velocidade em que as moléculas ou íons são adsorvidos/dessorvidos na superfície do adsorvente (ALBATRNI et al., 2019). Desta forma, a taxa de adsorção pode ser obtida quando a velocidade de adsorção é proporcional à concentração do adsorvato no líquido (C_e), e considerando-se ainda, que a fração da área de superfície do adsorvente que está vazia ($1 - \theta$), onde θ é a fração da superfície coberta, pode-se escrever a seguinte equação:

$$\text{Taxa de adsorção} = k_1 C_e (1 - \theta)$$

em que: k_1 : constante para adsorção.

Admitindo-se que todos os sítios da superfície do adsorvente possuem a mesma energia, ou seja, são de tal forma homogêneos, k_1 assume o mesmo valor para todos os sítios. Além disso, admite-se que a cobertura da superfície se dá de maneira mono (molecular ou elemental), isto é, somente é possível a formação de uma monocamada (NASCIMENTO et al., 2014).

Então, a taxa de adsorção é proporcional a $(1 - \theta)$, isto é, a total cobertura (adsorção) estará completa quando θ for igual a 1 (NASCIMENTO et al., 2014). Da mesma forma como considerado com a taxa de adsorção, considerando que o sistema se encontra em equilíbrio, tem-se para a taxa de dessorção:

$$\text{Taxa de dessorção} = k_2 \theta$$

em que: k_2 : constante para a dessorção.

Como o sistema encontra-se em estado de equilíbrio, pode-se igualar as duas taxas:

$$k_1 C_e (1 - \theta) = k_2 \theta$$

Resolvendo para θ e adotando $K_L = \frac{k_1}{k_2}$, tem-se que:

$$\theta = \frac{K_L C_e}{1 + K_L C_e}$$

De forma abrangente, é preferível trabalhar em termos da quantidade q (quantidade de soluto adsorvido por massa de adsorvente), ao invés de θ (LI; HULYA, 2010).

A equação da isoterma de Langmuir é frequentemente rearranjada para outras formas lineares para determinar os valores de K_L e q_{\max} , como mostrado nas seguintes equações:

$$\frac{1}{q_e} = \frac{1}{q_{\max}} + \frac{1}{K_L q_{\max} C_e}$$

$$\frac{C_e}{q_e} = \frac{1}{q_{max}} C_e + \frac{1}{K_L q_{max}}$$

$$q_e = q_{max} - \left(\frac{1}{K_L}\right) \frac{q_e}{C_e}$$

$$\frac{q_e}{C_e} = K_L q_{max} - K_L q_e$$

Geralmente, as duas primeiras formas são mais utilizadas. Tomando como base a primeira delas, a construção do gráfico $1/q$ versus $1/C_e$ irá produzir uma linha reta (que pode ser obtida por um procedimento de ajuste linear por mínimos quadrados) com inclinação $1/(K_L q_{max})$ e intersecção $1/q_{max}$. Conhecendo-se esses valores, pode-se facilmente calcular os dois parâmetros K_L e q_{max} (ADAMSON; GAST, 1997). A medida de equilíbrio R_L permite prever a configuração da isoterma de adsorção (favorável, desfavorável) e pode ser calculada por:

$$R_L = \frac{1}{1 + K_L C_0}$$

em que: C_0 : concentração inicial na fase líquida (mg L^{-1}).

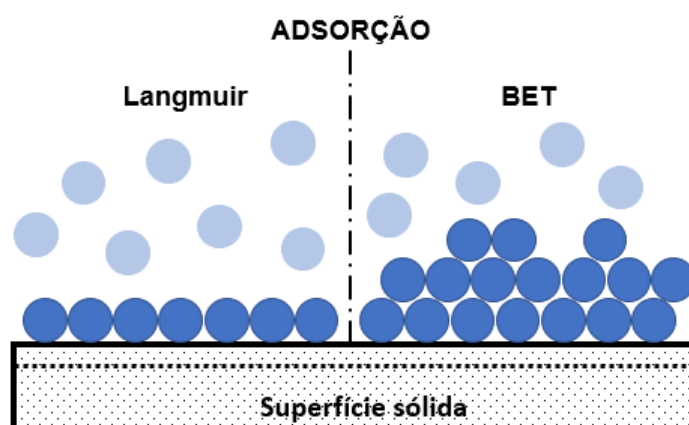
Na maioria das situações de adsorção, o adsorvato prefere a fase sólida à líquida e a adsorção é dita favorável, $0 < R_L < 1$. Quando $R_L > 1$ há o indicativo de que o soluto prefere a fase líquida à sólida. $R_L = 1$ corresponde a uma isoterma linear e $R_L = 0$ corresponde a uma isoterma irreversível (AYAWI et al., 2017).

7. TEORIA DAS MULTICAMADAS DE BET (BRUNAUER, EMMET E TELLER)

A teoria de Brunauer, Emmett e Teller, foi denominada de BET, uma referência as letras iniciais dos nomes dos três autores, corresponde a uma extensão dos fundamentos da teoria de Langmuir para permitir uma adsorção maior, para a formação de duas ou mais camadas na superfície. A teoria leva em consideração que as forças envolvidas na adsorção física são similares àquelas envolvidas na liquefação, ou seja, força de Van der Waals, e que a adsorção física não está limitada à formação de monocamada, mas pode continuar e formar multicamadas sobre a superfície do adsorvente (NASCIMENTO et al., 2014).

Historicamente, tem-se que, em 1938, Brunauer, Emmett e Teller, propuseram uma teoria para o fenômeno de adsorção assumindo o mesmo mecanismo de adsorção da teoria de Langmuir e introduzindo algumas hipóteses simplificadoras, que admitem a possibilidade de que uma camada tenha a capacidade de produzir sítios de adsorção gerando a deposição de uma camada sobre outra (Figura 6). Portanto, na teoria das multicamadas de BET (Brunauer, Emmet e Teller), o parâmetro BET é utilizado para interpretar ou prever isothermas de adsorção com formação de multicamadas (SCHONS, 2015).

Figura 6. Representação esquemática dos modelos de adsorção de Langmuir e BET.



Fonte: adaptado de Schons, 2015.

A equação, denominada BET está baseada na hipótese de que as forças responsáveis pela condensação do gás são também responsáveis pela atração de várias moléculas para a formação de multicamadas. Brunauer, Emmett e Teller generalizaram a equação de Langmuir considerando que a velocidade de condensação das moléculas da fase gasosa sobre a primeira camada é igual à velocidade de evaporação da segunda camada. Desta forma, o modelo BET pode ser representado pelas equações descritas a seguir (NASCIMENTO et al., 2014).

$$V_A = \frac{V_m C_t P}{(P_0 - P) \left[1 + (C_t - 1) \frac{P}{P_0} \right]}$$

em que:

C_t : constante relacionada com o tamanho do poro;

P : pressão;

P_o : pressão de saturação do gás;

V_A : quantidade de gás adsorvido (mL);

V_m : capacidade de adsorção na monocamada.

$$C = e^{\frac{q_1 - q_L}{R_L}}$$

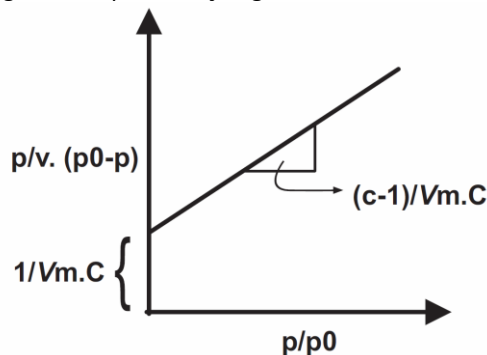
em que: C: concentração da espécie adsorvente; q_1 : calor de adsorção da primeira camada; q_L : calor de liquefação do gás adsorvente.

O modelo BET na forma linear, pode ser descrito de acordo com a equação:

$$\frac{P}{V_a(P_o - P)} = \frac{1}{V_m C} + \frac{C - 1}{V_m C} \left(\frac{P}{P_o} \right)$$

Graficamente, o método pode ser demonstrado como apresentado na Figura 7.

Figura 7. Representação gráfica do método BET.



Fonte: adaptado de Schons, 2015.

No modelo BET a entalpia de adsorção é igual à entalpia de condensação e outras considerações são admitidas (SCHONS, 2015), tais como: **i)** a homogeneidade da superfície do sólido e distorções no potencial da superfície (causadas por possíveis impurezas e imperfeições na forma do adsorvente); **ii)** as forças horizontais entre moléculas de uma mesma camada, também não são consideradas, somente avaliam-se as interações verticais entre o adsorvente e a molécula adsorvida; **iii)** todas as camadas, exceto a primeira, são tratadas de modo equivalente, não tratando de um possível declínio do potencial atrativo gerado na superfície.

8. CONSIDERAÇÕES FINAIS

O aumento da contaminação das águas por compostos nitrogenados merece atenção especial uma vez que está se tornando um problema mundial. Nesta perspectiva, o monitoramento físico-químico e bacteriológico reduz o agravamento das contaminações e garante segurança e melhoria da qualidade de vida da população mundial. Neste cenário, a desnitrificação biológica além de ter custo inferior aos processos físico-químicos, apresenta a vantagem de remover seletivamente o íon nitrato e converter o poluente em um composto inócuo (nitrogênio molecular). No entanto, a utilização de processos físico-químicos na remoção de íon nitrato em águas de abastecimentos é limitada, devido ao alto custo de instalação, operação e energia para funcionamento do processo. Além disso, produzem grandes quantidades de resíduos que são constituídos por nitratos, cloro, sulfato e hidrogenocarbonetos.

A adsorção tem sido empregada com sucesso para remoção de nitrato de água e consiste em um processo que compreende a transferência de massa entre adsorvente (material sobre cuja superfície ocorre a adsorção) e adsorbato (substância adsorvida). Para que o processo de adsorção seja eficiente é necessário que o adsorvente tenha elevada seletividade e capacidade de adsorção, bem como tempo de vida prolongado.

As resinas de troca iônica apresentam propriedades satisfatórias tanto para a purificação de água quanto para adsorção, formação de complexos, separação, purificação, conversão e recuperação de águas contaminadas. O processo de adsorção pode ser classificado como um processo físico ou químico, dependendo do tipo de força envolvido, já que isso influencia muito nas caracterizações químicas à base de adsorção.

REFERÊNCIAS

- ABDELWAHEB, M.; JEBALI, K.; DHAOUADI, H.; DRIDI-DHAOUADI, S. Adsorption of nitrate, phosphate, nickel and lead on soils Risk of groundwater contamination. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, v. 179, p. 182-187, 2019.
- ADAMSON, A. W.; GAST, A. P. Physical chemistry of surfaces. New York: Wiley, 1997.
- ALBATRNI, H.; QIBLAWEY, H.; AL-MARRI, M. J. *Walnut shell based adsorbents: a review study on preparation, mechanism, and application*. **Journal of Water Process Engineering**, v. 45, 10252, 2022.

- ALBATRNI, H.; QIBLAWEY, H.; ALMOMANI, F. Polymeric adsorbents for oil removal from water. **Chemosphere**, v. 233, p. 809-817, 2019.
- AYAWEI, N.; EBELEGI, A. N.; WANKASI, D. Modelling and interpretation of adsorption isotherms. **Journal of Chemistry**, 2017.
- BAHRAMI, M.; ZAREI, A. R.; ROSTAMI, F. Temporal and spatial assessment of groundwater contamination with nitrate by nitrate pollution index (NPI) and GIS (case study: Fasarud Plain, southern Iran). **Environmental Geochemistry and Health**, v. 42, n. 10, p. 3119-3130, 2020.
- BARBOSA, C. F. Hidrogeoquímica e a contaminação por nitrato em água subterrânea no bairro Piranema Seropédica-RJ. Dissertação de Mestrado, Universidade Estadual de Campinas, Campinas, 2005.
- BAIRD, C.; CANN, M. Química Ambiental. 4. ed. Porto Alegre: Bookman, 2011.
- BATTAS, A.; EL GAIDOUMI, A.; KSAKAS, A.; KHERBECHE, A. Adsorption study for the removal of nitrate from water using local clay. **The Scientific World Journal**, ID 9529618, 2019.
- BHATNAGARA, A; SILLANPÄÄB, M. A review of emerging adsorbents for nitrate removal from water. **Chemical Engineering Journal**, v. 168, p. 493-504, 2011.
- BRUNAUER, S. *et al.* Adsorption of gases in multimolecular layers. **Journal of the American Chemical Society**, p. 308-318, 1938.
- CÉSAR, A. C. G; SILVA, A. E; TAJARA, E. H. Fatores genéticos e ambientais envolvidos na carcinogênese gástrica. **Arquivos de Gastroenterologia**, v. 39, p. 253-259, 2002.
- CUNHA, O. A. Resina de troca iônica para tratamento de água industrial. **Journal Rohm and Hass**, v. 123, p. 19-23, 2002.
- EBRAHIM, S.; ROBERTS, D. J. Sustainable nitrate-contaminated water treatment using multi cycleion-exchange/bioregeneration of nitrate selective resin. **Journal of Hazardous Materials**, v. 262, p. 539-544, 2015.
- FERREIRA, A. Isotermas de Adsorção de Langmuir, Bet e Gibbs. Dissertação de Mestrado, Universidade de São Paulo, São Paulo, 2018.
- FRANCO NETO, I. F. Estudo dos processos de nitrificação e desnitrificação numa Estação de Tratamento de Águas Residuais. Lisboa-PT. Dissertação - Universidade Nova de Lisboa, 2011.
- GHAEMI, N.; DARAEI, P.; AKHLAGHI, S. F. Polyethersulfone nanofiltration membrane embedded by chitosan nanoparticles: fabrication, characterization and



performance in nitrate removal from water. **Carbohydrate Polymers**, v. 191, p. 142-151, 2018.

GOMEZ, D. F.; CRAMP, R. L.; FRANKLIN, C. E. Living in polluted waters: A meta-analysis of the effects of nitrate and interactions with other environmental stressors on freshwater taxa. **Environmental Pollution**, 261, 112091, 2020.

HAMER, J.; THURTON, I. Water treatment practice. Londres, 2005.

HANACHE, L. E.; SUNDERMANNA, L.; Bénédicte LEBEAUA, B.; TOUFAILYC, J.; HAMIEH, T.; DAOUA, J.; Surfactant-modified MFI-type nanozeolites: super-adsorbents for nitrate removal from contaminated water. **Microporous and Mesoporous Materials**, 2019.

HASHIM, K. S.; ALKHADDAR, R.; SHAW, A.; KOT, P.; AL-JUMEILY, D.; ALWASH, R.; ALJEFERY, M. H. Advances in Water Resources Engineering and Management. Springer, 2020, pp. 219-235.

HOCAOGLU, S. M.; INSEL, G.; COKGOR, E. U.; ORHON, D. Effect of low dissolved oxygen on simultaneous nitrification and denitrification in a membrane bioreactor treating black water. **Bioresource Technology**, p. 4333-4340, 2016.

HOU, M.; TANG, Y.; XU, J.; PU, Y.; LIN, A.; Zhang, L.; XIONG, J.; YANG, X. Ji.; WAN, P. Nitrate reduction in water by aluminum-iron alloy particles catalyzed by copper. **Journal of Environmental Chemical Engineering**, v. 3, p. 2401-2407, 2015.

IMMICH, A. P. S.; SOUSA, A. A. U.; ARRUDA, S. M.; SOUSA, G. U. Adsorption of remazol blue RR from textile effluents using *Azadirachta indica* leaf powder as an alternative adsorbent. **Adsorption Science & Technology**, v. 27, p. 461-478, 2009.

JIA, W.; LIANG, S.; ZHANG, J.; NGO, H. H.; GUO, W.; YAN, Y.; ZOU, Y. Nitrous oxide emission in low-oxygen simultaneous nitrification and denitrification process: sources and mechanisms. **Bioresource Technology**, p. 444-451, 2017.

KARANASIOS, K. A.; VASILIOU, I. A.; PAVLOU, S.; VAYENAS, D. V. Hydrogenotropic denitrification of potable water: a review. **Journal of Hazardous Materials**, p. 20-37, 2010.

KHORDAGUI, H. K.; MANCY, H. K. Formation of trihalomethanes during disinfection of drinking water. **Water Quality Bulletin**, p. 37-43, 2015.

KINNIBURGH, D. G. General purpose adsorption isotherms. **Environmental Science and Technology**, v. 20, n. 9, p. 895-904, 1986.

- LEE, D.; LEE, I.; CHOI, Y.; BAE, J. Effects of external carbon source and empty bed contact time on simultaneous heterotrophic and sulfur-utilizing autotrophic denitrification. **Process Biochemistry**, v. 36, p. 1215-1224, 2016.
- LI, D.; ZHAI, Y.; LEI, Y.; LI, J.; TENG, Y.; LU, H.; XIA, X.; YUE, W.; YANG, J. Spatiotemporal evolution of groundwater nitrate nitrogen levels and potential human health risks in the Songnen Plain, Northeast China. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, v. 208, 111524, 2021.
- LI, R. K.; HULYA, K. Adsorption of Pb(II) ions from aqueous solution by native and activated bentonite: kinetic, equilibrium and thermodynamic study. **Journal of Hazardous Materials**, v. 179, p. 332-339, 2010.
- LIU, J.; PENG, Y.; LI, C.; GAO, Z.; CHEN, S. Characterization of the hydrochemistry of water resources of the Weibei Plain, Northern China, as well as an assessment of the risk of high groundwater nitrate levels to human health. **Environmental Pollution**, v. 268, Part B, 115947, 2021.
- LOGANATHAN, P; VIGNESWARAN, S; KANDASAMY, J. Enhanced removal of nitrate from water using surface modification of adsorbents a review. **Journal of Environmental Management**, v. 131, p. 363-74, 2013.
- LORETTE, G.; PEYRAUBE, N.; LASTENNET, R.; DENIS, A.; SABIDUSSI, J. FOURNIER, M.; VIENNET, D.; GONAND, J.; VILLANUEVVA, J. D. Tracing water perturbation using NO_3^- , doc, particles size determination, and bacteria: A method development for karst aquifer water quality hazard assessment. **The Science of the Total Environment**, v. 725, 138512, 2020.
- MAJD, M. M.; KORDZADEH-KERMANI, V.; GHALANDARI, V.; ASKARI, A; SILLANPÄÄ, M. Adsorption isotherm models: a comprehensive and systematic review (2010-2020). **Science of the Total Environment**, v. 812, 151334, 2022.
- MARTÍNEZ, de Z. F. J. M; GARCÍA, Í. J. P; DOMÍNIGUEZ, C. M. Metahemoglobinemia in infants over one year. **Medicina Clínica**, v. 151, n. 7, p. 278-280, 2018.
- MAS-PLA, J.; MENCIO, A. Groundwater nitrate pollution and climate change: learnings from a water balance-based analysis of several aquifers in a western Mediterranean region (Catalonia). **Environmental Science and Pollution Research International**, v. 26, p. 2184-2202, 2019.
- MATO, A. P. Determinação de nitratos, nitritos e prováveis fontes de contaminação em águas de poços e sua influência na metahemoglobinemia infantil. Dissertação de Mestardo, São Paulo, 1996.
- MCGINNIS, S.; MARINI, D.; AMATYA, P.; MURPHY, H. M. Bacterial contamination on latrine surfaces in community and household latrines in Kathmandu,



Nepal. **International Journal of Environmental Research and Public Health**, v. 16, n. 2, p. 257-257, 2019.

MELO NETO, R. R.; SANTOS, F. K. G.; LEITE, R. H. L.; NÓBREGA, G. A.; RIOS, R. B. Nitrate removal from water using cashew bagasse chemically modified. **Revista Verde**, p. 08-16, 2013.

MELO, J. G.; VASCONCELOS, M. B.; ALVES, R. S.; SOARES, N. C. Problemas de manejo de águas subterrâneas em ambientes urbanos: o caso do Município de Natal, RN. In: XIX Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos, 12, 2011, Maceió: Centro Cultural e de Exposições Ruth Cardoso, 2011.

MOHSENI-BANDPI, A; ELLIOTT, D. J; ZAZOULI, M. A. Biological nitrate removal processes from drinking water supply-a review. **Journal of Environmental Health Sciences & Engineering**, v. 11, p. 1-11, 2013.

MONDAL, N. K.; GHOSH, P.; SEM, K.; MONDAL, A.; DEBNATH, P. Efficacy of onion peel towards removal of nitrate from aqueous solution and field samples. **Environmental Nanotechnology, Monitoring & Management**, v. 11, n. 2, 100222, 2019.

MOORCROFT, M. J.; DAVIS, J.; COMPTON, R. G. Detection and determination of nitrate and nitrite: a review. **Talanta**, v. 54, n. 5, p. 785-803, 2001.

NASCIMENTO, R. F.; LIMA, A. C. A.; VIDAL, C. B.; MELO, D. Q.; RAULINO, G. S. C. Adsorção: aspectos teóricos e aplicações ambientais. 1. ed. Fortaleza: Imprensa Universitária, 2014.

OVEZ, B.; OZGEN, S.; YUKSEL, M. Biological denitrification in drinking water using *Glycyrrhiza glabra* and *Arunda donax* as the carbon source. **Process Biochemistry**, v. 41, p. 1539-1544, 2016.

PANG, Y.; WANG, J. Various electron donors for biological nitrate removal: A review. **Science of the Total Environment**, v. 794, 148699, 2021.

PARK, J. Y.; YOO, Y. J. Biological nitrate removal in industrial wastewater treatment: which electron donor we can choose. **Applied Microbiology and Biotechnology**, p. 415-429, 2015.

PEDATI, C.; KOIRALA, S.; SAFRANEK, T.; BUSS, B. F.; CARLSON, A. V. Campylobacteriosis Outbreak Associated with Contaminated Municipal Water Supply - Nebraska. **Morbidity and Mortality Weekly Report**, 2017.

PIKUL, K. V.; BOBYREVA, L. E.; KOTELEVSKA T. M.; PRYIMENKO, N. O.; TARASENKO, K. V. Problems of nitrate water pollution in poltava region. **Wiad Lek**, v. 71, n. 4, p. 839-842, 2018.

- QUEIROZ, E.T. Diagnóstico de águas minerais e potáveis de mesa do Brasil. In: Congresso Brasileiro de Águas Subterrâneas, 2004, Cuiabá. Cuiabá: ABAS, 2004.
- RAVNJAK, M.; VRTOVŠEK, J.; PINTAR, A. Denitrification of drinking water in a two-stage membrane bioreactor by using immobilized biomass. **Bioresource Technology**, v. 128, p. 804-808, 2013.
- REZAEI, A.; GODINI, H.; DEHESTANI, S.; KAVIANI, S. Isolation and characterization of a novel denitrifying bacterium with high nitrate removal: *Pseudomonas stutzeri*. Journal of **Environmental Health Science and Engineering**, p. 313-318, 2010.
- SAH, R. N. Nitrate-nitrogen determination: a critical review. Communications in Soil Science and Plant Analysis, v. 25, n. 17-18, p. 2841-2869, 1994.
- SCHONS, E. **Fenômenos Interfaciais**. Catalão: Elenice Schons, 2015.
- SIMÕES, J. C.; YOSHIMOTO, N.; YAMAMOTO, S. Thermodynamic analysis of polyphenols retention in polymer resin chromatography by van't Hoff plot and isothermal titration calorimetry. **Journal of Chromatography**, 2019.
- SHRIMALI, M.; SINGH K. P. New methods of nitrate removal from water. **Environmental Pollution**, v. 112, p. 351-359, 2016.
- SMITH, J. M.; VAN NESS, H. C.; ABBOTT, M. M. Introdução à Termodinâmica da Engenharia Química. Rio de Janeiro, 2014.
- SOUSA, A. F. Identificação, caracterização e estudo do crescimento e da capacidade de desnitrificação de uma bactéria marinha isolada de um filtro biológico. Dissertação de Mestrado, Universidade do Porto, Portugal, 2004.
- STJEPANOVIC, M.; VELIC, N.; GASO-SOKAC, A. L. D.; BUSIC, V.; HABUDA-STANIC, M. Adsorptive removal of nitrate from wastewater using modified lignocellulosic waste material. **Journal of Molecular Liquids**, v. 285, p. 535-544, 2019.
- SUN, Y.; ZHENG, W.; DING, X.; SINGH, R. P. Adsorption of nitrate by a novel polyacrylic anion exchange resin from water with dissolved organic matters: batch and column study. **Applied Sciences**, v. 9, n. 3077, 2019.
- TORRES, R. M. Remoção biológica de nitrato em água de abastecimento humano utilizando o endocarpo de coco como fonte de carbono. Dissertação - Universidade Federal do Rio Grande do Norte, Natal, 2011.
- WORCH, E. Adsorption technology in water treatment: fundamentals, processes and modeling. Germany: De Gruyter, 2012.
- WU, S.; HU, S.; FAN, W.; ZHANG, X.; WANG, H.; LI, C.; DENG, J. Nitrite exposure may induce infertility in mice. **Journal of Toxicologic Pathology**, v. 35, p. 75-82, 2022.



- WU, J.; LU, J.; WEN, X.; ZHANG, Z.; LIN, Y. Severe Nitrate Pollution and Health Risks of Coastal Aquifer Simultaneously Influenced by Saltwater Intrusion and Intensive Anthropogenic Activities. **Environmental Contamination and Toxicology**, v. 77, n. 1, p. 79-87, 2019.
- XUMING, W.; JIANLONG, W. Removal of nitrate from Groundwater by heterotrophic denitrification using the solid carbon source. **Science in China Series**, 2009.
- ZHANG, Q.; BOLISETTY, S.; CAO, Y.; HANDSCHIN, S.; ADAMCIK, J.; PENG, Q.; MEZZENGA, R. Selective and efficient removal of fluoride from water by *in-situ* engineered amyloid fibrils-ZrO₂ hybrid membranes. **Angewandte Chemie International Edition in English**, v. 58, n. 18, p. 6012-6016, 2019.
- ZHANG, Y.; ANGELIDAK, I. I. A new method for in situ nitrate removal from groundwater using submerged microbial desalination-denitrification cell (SMDDC). **Water Research**, v. 47, p. 1827-1836, 2013.
- ZHAO, M. M.; CHEN, Y. P.; XUE, L. G.; FAN, T. T., EMANEGHEMI, B. Greater health risk in wet season than in dry season in the Yellow River of the Lanzhou region. **The Science of the Total Environment**, v. 644, p. 873-883, 2018.
- ZHENG, X.; ZHANG, S.; HUANG, D.; ZHANG, L.; ZHANG, J. A pilot-scale deep bed denitrification filter for secondary effluent treatment using sodium acetate as external carbon. *Water Environment Research: a Research Publication of the Water Environment Federation*, 2018.
- ZUBAIDI, S. L.; ORTEGA MARTORELL, S.; AL-BDAIRI, N.; OLIER, I.; HASHIM, K.; GHARGHAN, S. K.; KOT, P.; AL-KHADDAR R. Urban water demand prediction for a city that suffers from climate change and population growth: Gauteng Province case study. **Water**, **12** 1-18, 2020a.
- ZUBAIDI, S. L.; AL-BUGHARBEE, H.; ORTEGA MARTORELL, S.; GHARGHAN, S. K.; OLIER, I.; HASHIM, K.; AL-BDAIRI, N.; KOT, P. A novel methodology for prediction urban water demand by wavelet denoising and adaptive neuro-fuzzy inference system approach. **Water**, v. 12, n. 6, 1628, 2020b.

PADRÕES DE QUALIDADE DE ÁGUA POTÁVEL E CONTAMINAÇÃO COM CLORO RESIDUAL

DRINKING WATER STANDARDS AND CONTAMINATION WITH RESIDUAL CHLORINE

DOI: 10.51859/AMPLLA.APP2385-4

Ediran Ericles Pontes dos Anjos¹

Francisco Leandro Medeiros de Lucena Jales^{2,3}

Maria Aparecida Medeiros Maciel*^{4,5}

¹ Graduando do Curso de Farmácia. Universidade Potiguar - UnP

² Mestre em Ciências Farmacêuticas. Universidade Federal do Rio Grande do Norte - UFRN

³ Bacharel em Ciências Biológicas. Universidade Potiguar - UnP

⁴ Professor/Pesquisador do Programa de Pós-graduação em Biotecnologia, Universidade Potiguar - UnP

⁵ Professor/Pesquisador do Programa de Pós-graduação em Biotecnologia (RENORBIO) - UFRN

RESUMO

Apesar do setor público dispor de padrões de qualidade adequados ao abastecimento de água potável, um dos principais desafios consiste em viabilizar medidas preventivas a fim de controlar a poluição proveniente dos esgotos domiciliares que contaminam os mananciais de águas superficiais ou subterrâneas. No presente trabalho objetivou-se avaliar a fundamentação teórica acerca do tema abordado, com foco no controle de níveis indesejados de cloro aplicado como desinfetante de águas de abastecimento, suas reações com outros elementos, riscos à saúde humana, bem como distribuição e consumo de águas potáveis do Brasil, controle de qualidade e resultados mediante o uso de métodos de simulação. A concentração residual de cloro na água para consumo humano deve ser mantida entre 0,2 e 2,0 mg L⁻¹. Quantidades de cloro acima deste valor, modificam o aspecto natural da água gerando gosto e odor e acarreta riscos toxicológicos. Teoricamente, o cloro utilizado para controle microbiológico, seria consumido ao reagir com matérias orgânicas e inorgânicas presentes nas redes de distribuição de água, diminuindo assim, os riscos patogênicos, garantindo que a água entregue aos consumidores atenda aos padrões de qualidade. No entanto, devido a diversos fatores, nem sempre as concentrações recomendadas de cloro são mantidas em todos

os pontos da rede de distribuição. Os fatores que influem na desinfecção são: espécie e concentração do microrganismo e do desinfetante, dispersão do desinfetante e tempo de contato, e características físico-químicas da água. Neste contexto, o acompanhamento da concentração do cloro pode ser realizado via modelagem e simulação das redes.

Palavras-chave: Água potável. Contaminação com cloro. Riscos à saúde. Métodos de modelagem e simulação.

ABSTRACT

Despite the water government sector offer adequate quality standards for drinking water supply, one of the main challenges is to enable preventive measures in order to control pollution from household sewage that contaminates water surface or groundwater sources. The aimed of the present study is to evaluate the theoretical basis on the proposed theme, focusing on the control of unwanted levels of chlorine applied as disinfectant of drinking water, its reactions with other elements, risks to human health. Additionally, distribution and consumption of drinking waters in Brazil, quality control and results through mathematical simulation approach. The residual chlorine concentration in water for human

consumption must be maintained between 0.2 and 2.0 mg L⁻¹. Chlorine quantities above this value modify the natural aspect of water affording taste and odor and probable will ensure toxicological risks. Theoretically, the chlorine applied for microbiological control would be consumed when reacting with organic and inorganic materials present in the water designed to be consumed by population. So, chlorine should reduce the pathogenic risks, ensuring that the water delivered to consumers meets quality standards. However, due to several factors, the recommended content of chlorine varies and do not meet the standards

specifications. Indeed, many factors influence the water disinfection process in the distribution systems, such as: species and concentration of microorganism and disinfectant, dispersion of disinfectant and contact time, and physical-chemical characteristics of water. In this context, the monitoring of chlorine concentration can be performed through modeling and simulation methodologies applied in the water's distribution systems.

Keywords: Drinking water. Chlorine contamination. Health risks. Modeling and simulation methods

1. INTRODUÇÃO

Na América Latina, o Brasil ocupa o primeiro lugar no ranking de recursos hídricos. Com 8.233 km³ de água doce por ano, o Brasil é o país mais rico de todo o mundo quando se trata de água própria para o consumo humano. No entanto, a maior parte dessa água está concentrada na Amazônia (AQUAFLUXUS, 2017; FAO, 2003).

O Brasil detém 53% da água doce disponível na América do Sul e possui o maior rio do planeta, o rio Amazonas. Segundo a Agência Nacional de Águas (ANA), os esgotos domiciliares são um dos principais problemas observados nas regiões hidrográficas do Brasil e prejudicam a qualidade dos recursos hídricos.

De acordo com Aldo Rebouças, geólogo do Instituto de Estudos Avançados da USP, no Brasil 80% da população vive em cidades e as companhias de água nunca se preocuparam com a eficiência e qualidade dos serviços. Por esta razão, perdem de 40% a 60% da água tratada que é disponibilizada nas redes de distribuição com vazamentos e ligações clandestinas (GARCIA, 2007).

O consumo nacional para redes públicas atinge 84,1% e equivale a 175.451.089 habitantes. Para este índice populacional verificou-se que 93,4% do consumo é urbano (SNIS, 2021). Analisando o consumo de água por região, tem-se que no Sudeste o valor total é quantitativo (próximo de 100%), enquanto na região Norte do país, o valor total é 58%.

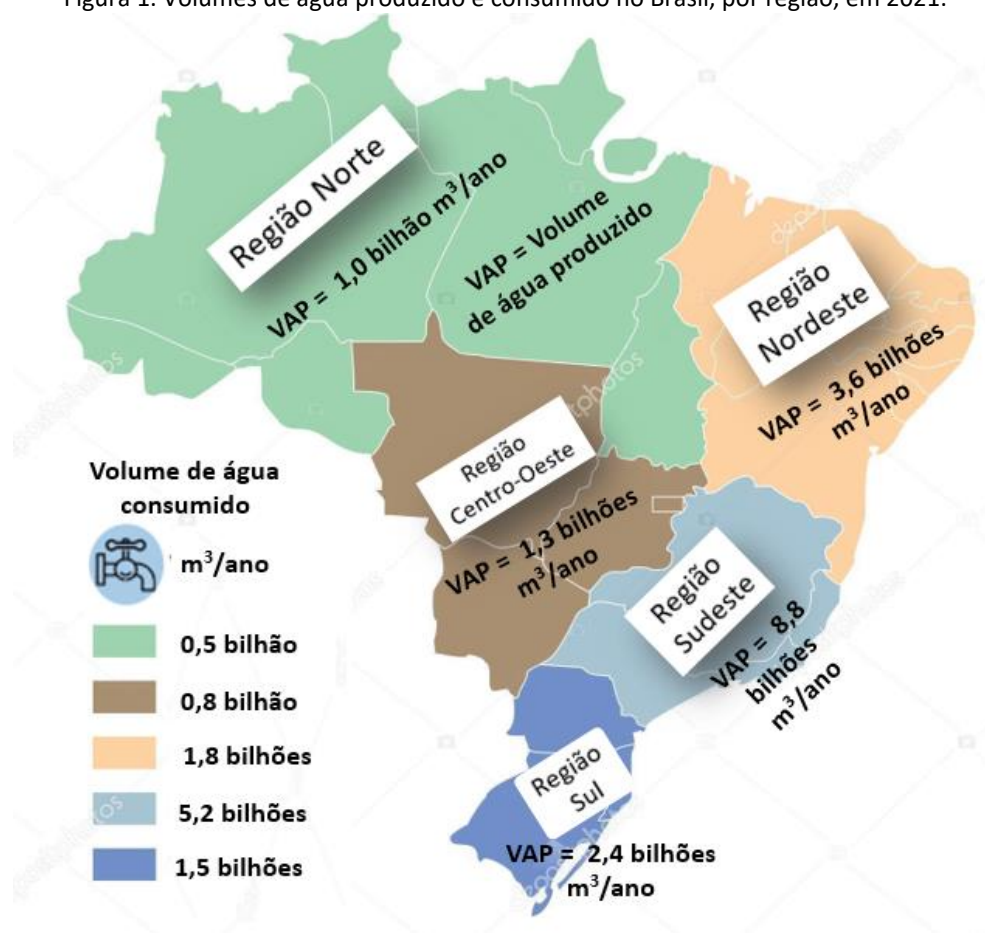
A Figura 1 mostra a quantidade de água produzida e consumida por região, em 2020. A água produzida equivale a quantidade que o prestador de serviço disponibiliza para consumo. Este valor é medido (ou estimado) na saída da Estação de Tratamento de Água (ETA) ou de Tratamento Simplificado (ETS). A quantidade de água consumida é



medida por hidrômetros instalados nas residências ou por volumes estimados quando não há medição do consumo (SNIS, 2021). Comparativamente, a região Sudeste lidera o volume de água produzido (VAP) com 8,8 bilhões m^3/ano , e apesar da região Norte ter a maior área geográfica, o VAP atinge o menor valor (1,0 bilhão m^3/ano).

Apesar de o país possuir um volume de água circulante significativo, mais de 75% de sua população não tem acesso a água potável de qualidade, por causa do reduzido manejo de recursos hídricos. O desmatamento de encostas de morro causa deslizamentos, erosão do solo, dificulta a absorção de umidade pelos lençóis subterrâneos e reduz o volume de água dos rios. Os esgotos poluem mananciais que ficam inviabilizados para uso e parte da população carente contrai doenças por beber água contaminada. Mesmo países que vivem em seca quase permanente, como Israel ou Cingapura, estão em situação melhor, em função do investimento que é feito na qualidade da água e o desperdício é baixo.

Figura 1. Volumes de água produzido e consumido no Brasil, por região, em 2021.



Fonte: Adaptado de SNIS, 2021. Imagem do mapa adaptada de <https://br.depositphotos.com/230939992/stock-illustration-map-brazil-divisions-states-regions.html>

A água própria para o consumo humano é aquela que não contém microrganismos patogênicos e se apresenta dentro dos padrões estabelecidos pela legislação vigente do país que corresponde a Portaria Nº 2914, de 12 de dezembro de 2011, a qual estabelece procedimentos de controle e de vigilância da qualidade da água para consumo humano e seu padrão de potabilidade (BRASIL, 2011; OZDEMIR; BUYRYK, 2018). Portanto, quando não tratada, a água é considerada um meio de veiculação de doenças causando diferentes patologias aos consumidores, prejudicando a saúde coletiva e resultando em grande número de mortes anuais (WHO, 2019). Em níveis internacionais são registrados em média, 2 milhões de mortes anuais, com destaque significativo para diarreia com elevados diagnósticos para crianças com pouca idade de vida (WHO, 2009).

A Portaria Nº 6938, de 31/08/1981 do Ministério do Meio Ambiente destaca que “poluição é a degradação da qualidade ambiental resultante de atividades que direta ou indiretamente prejudicam a saúde, a segurança e o bem-estar da população; criam condições adversas às atividades sociais e econômicas; afetam desfavoravelmente a biota; afetam as condições estéticas ou sanitárias do meio ambiente; lançam matérias ou energia em desacordo com os padrões ambientais estabelecidos”.

A poluição da água em níveis elevados é nociva aos organismos vivos como vegetais, animais e pode inviabilizar o consumo humano. Os principais poluentes são: sólidos em suspensão; metais tóxicos, matéria orgânica (oxigênio dissolvido); fósforo e nitrogênio (causam eutrofização); indicadores de contaminação fecal; corantes industriais; dentre outros contaminantes (BRASIL, 2011; FERREIRA, 2018). Neste contexto, destacando o contaminante cloro, o artigo 34 da referida legislação vigente, estabelece que: "é obrigatória a manutenção de no mínimo, 0,2 mg L⁻¹ de cloro residual livre ou 2 mg L⁻¹ de cloro residual combinado ou ainda, 0,2 mg L⁻¹ de dióxido de cloro em toda a extensão do sistema de distribuição (reservatório e rede)".

No presente trabalho através da fundamentação teórica do tema abordado, avaliou-se a presença do cloro nas águas de abastecimento, suas reações com outros elementos durante o processo de desinfecção, riscos à saúde humana, bem como metodologias de simulação aplicadas no controle de níveis indesejados de cloro residual.

2. METODOLOGIA

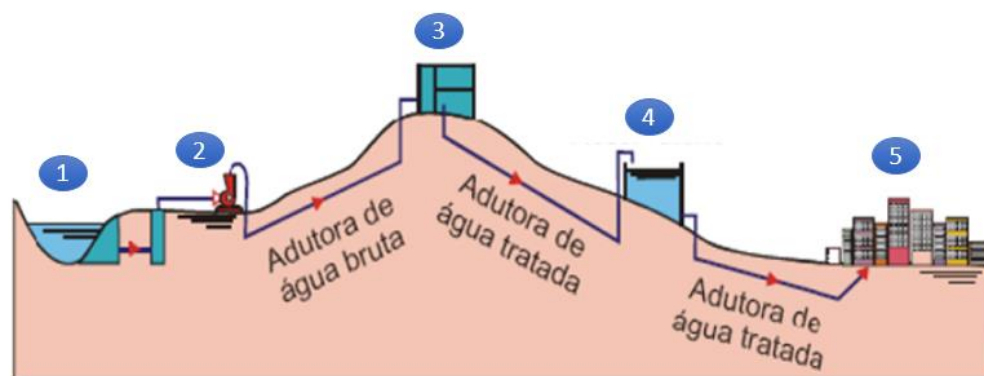
Na revisão bibliográfica do presente trabalho foram analisadas publicações dos portais PubMed, Scielo, Science Direct e Google Acadêmico, em que foram selecionadas descrições detalhadas sobre o tema. Os descritores utilizados foram: recursos hídricos e padrões de potabilidade; distribuição e consumo de águas potáveis do Brasil; contaminação de águas potáveis com cloro residual; cloro residual e riscos à saúde. Um total de 70 artigos foram avaliados, dos quais 36 foram escolhidos em função das abordagens voltadas para o tema proposto.

3. RESULTADOS

Os mananciais são todas as fontes de água doce, superficiais ou subterrâneas, que podem ser utilizados para o abastecimento público desde que atendam aos padrões de qualidade adequados aos respectivos usos (ANA, 2019).

Um dos principais objetivos das políticas nacional e estadual de recursos hídricos é controlar e criar medidas preventivas de poluentes nos mananciais, sendo essencial para o desenvolvimento de atividades socioeconômicas, já que a limitação da disponibilidade de água pode afetar o abastecimento de água potável e também limitar o crescimento industrial. A Figura 2 esquematiza de forma resumida, o curso da água até chegar ao consumidor. Como observado na figura, um determinado sistema de abastecimento de água tem a função de captar água e executar tratamento que atenda os padrões de potabilidade antes da distribuição para a população (OLIVEIRA, 2011). Isso requer o planejamento sustentável dos mananciais e um tratamento sistematizado no qual os teores de cloro residual não ultrapassem 2 mg L^{-1} (DOS SANTOS, 2017; LIBÂNIO, 2008; SALGADO, 2008).

Figura 2. Esquematisação do percurso de tratamento de água de abastecimento.



1. Água de capacitação; 2. Estação de água bruta capacitada;
3. Estação de Tratamento; 4. Reservatório; 5. Distribuição urbana.

Fonte: Adaptado de Oliveira, 2011.

3.1. ÁGUAS CONTAMINADAS COM CLORO E RISCOS TOXICOLÓGICOS

Até que a teoria dos microrganismos fosse estabelecida por Louis Pasteur (1880), havia a crença de que as doenças eram transmitidas através de odores. Nesta perspectiva, a desinfecção da água e dos esgotos surgiu como uma tentativa de se controlar a propagação das doenças combatendo os odores (MEYER, 1994). Atualmente, um dos desinfetantes mais utilizados no tratamento de água potável é o cloro, que é aplicado com a finalidade de destruir patógenos e exercer controle sobre microrganismos que afetam à saúde humana (MADZIVHANDILA; CHIRWA, 2017).

O maior risco no uso do cloro como produto de desinfecção de água potável consiste em reações de degradação de espécies presentes na água. A destruição de organismos pode desencadear corrosão nos dutos e também, acúmulo de biofilme nas tubulações, que contribuem para mudanças nos níveis de concentração do cloro (LIU, et al, 2015; MONTEIRO, et al, 2017).

Quando o cloro reage com a matéria orgânica degradada produz trihalometanos (THMs), que são compostos químicos de composição baseada em metano e hidrogênio ligados a átomos de halogênios que podem ser utilizados como solventes, e, quando presentes em águas de abastecimento, passam a ser poluente ambiental com classificação carcinogênica (DI CRISTO, et al, 2013).

O método tradicional de desinfecção com uso de cloro e seus produtos derivativos (cloramina e dióxido de cloro), apresenta as seguintes vantagens: são estáveis, têm boa eficácia e baixo custo (ZHANG et al, 2017). Como norma sanitária tem-

se que o processo de cloração realizado em água de abastecimentos deve seguir dosagens específicas para que ao final do tratamento a quantidade de cloro residual não ultrapasse 2 mg L^{-1} (MADZIVHANDILA; CHIRWA, 2017). Resíduos de cloro em quantidades muito acima deste valor, modificam o aspecto natural da água gerando gosto e odor e também, acarreta riscos toxicológicos (BLOKKER et al., 2014).

Por outro lado, é importante destacar que o cloro residual é essencial para manter a qualidade microbiológica ao longo da rede de distribuição até o abastecimento ao consumidor. No entanto, ao longo do percurso ocorre interferências indesejadas, tais como: i) a água percorre grandes distâncias entre os sistemas de tratamento e os centros de consumo; ii) o cloro reage com substâncias orgânicas presentes na massa líquida; e iii) tubulação fora da validade que acarreta vazamento. Este cenário possibilita que o cloro residual reaja mais rapidamente com as paredes das tubulações provocando o consumo do cloro residual (DOS SANTOS, 2017).

3.2. TRATAMENTOS DE ÁGUAS COM CLORO

O cloro é um elemento não conservativo, ou seja, mediante a qualidade da água, sua concentração é reduzida acarretando diferenças entre as condições da água tratada pela operação das ETAs e a água que chega aos consumidores. Portanto, é necessário realizar medições dos níveis de cloro residual imediatamente após o tratamento e ainda, em um tempo prolongado. O planejamento de desinfecção com cloro é feito com embasamento em uma metodologia de princípio cinético de reação, de forma que é possível prever o decaimento dos índices de cloro ao longo do tempo (AZEVEDO NETTO, 1973; CLARK, 2015; MONTEIRO et al., 2017; SALGADO, 2008).

Simuladores hidráulicos associados a modelos de qualidade da água permitem estimar as condições hidráulicas das redes e a previsão dos índices de cloro residual e, portanto, possibilitam o processo de calibração favorecendo a redução do cloro residual para níveis aceitáveis (JUNQUEIRA, 2010; ROSSMAN et al., 1994; SOARES et al., 2016).

De acordo com Dos Santos (2017) a modelagem do comportamento do desinfetante é fundamental para diagnosticar as vulnerabilidades do sistema, permitindo a simulação de alterações de infraestrutura e ações operacionais na estação de tratamento, bem como de outras unidades do sistema. Portanto, para se manter uma desinfecção adequada que atenda à legislação vigente a elaboração de programas de

manutenção faz parte das demandas operacionais. Para tanto, são necessárias informações hidráulicas e a determinação de coeficientes cinéticos representativos para que se tenha uma modelagem confiável do cloro no sistema de abastecimento.

Quando são realizados estudos de modelagem, a simulação é feita através do caminho que a água percorre nas tubulações, levando-se em consideração os encontros de águas nas junções e cruzamentos da rede de tratamento. Neste contexto, é necessário considerar a transformação dos elementos e suas reações químicas e mediante monitoramento adequado é possível avaliar o crescimento, decaimento ou transformação dos elementos envolvidos na desinfecção (COELHO et al., 2006).

Fisher et al. (2011) definiram uma classificação de tipos de aplicações potenciais para a simulação, em que se propõe soluções para melhoria da eficácia da estrutura, mediante gerência da avaliação do desempenho do tratamento de locais pré-determinados, com base em concentrações de cloro utilizadas.

Coelho et al. (2006) em um estudo de modelagem utiliza equações para verificar o equilíbrio hidráulico relacionando a vazão com velocidade do escoamento. Previamente a este estudo, Ferreira e Marques (2004) fizeram uma descrição matemática durante o escoamento, de modo que é possível identificar a concentração das substâncias presentes na água. Neste estudo, as energias e velocidades trabalham juntas durante algum período, após o qual a concentração sofre alterações inerentes ao processo de mistura das águas. Utilizando esta simulação (Equação 1), o processo é feito adequando o tempo sem variâncias, ou seja, o processo é estático, com valores de previsões aproximadas. Portanto, para se obter resultados mais precisos, este método deve ser substituído por modelos dinâmicos.

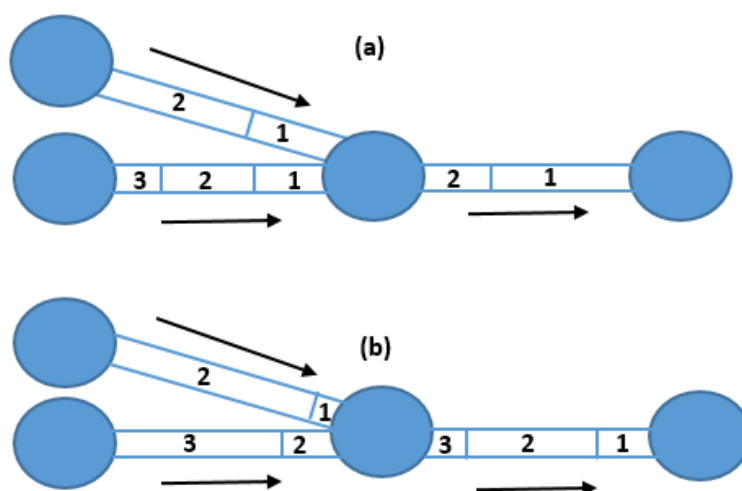
$$\frac{\partial C_i(x,t)}{\partial t} = -u_i \frac{\partial C_i(x,t)}{\partial x} + D \frac{\partial^2 C_i(x,t)}{\partial x^2} + RC_i(x,t) \quad \text{Equação 1}$$

Rossman e Boulos (1996) destacam que quando são utilizados modelos dinâmicos pode-se fazer uso de fórmulas que foram viabilizadas por Eulerianos ou Lagrangeanos. Especificamente, o método Lagrangeano está voltado para o fluxo da água e sua equação possibilita o acompanhamento da concentração, em função da análise de dados com o decorrer do tempo, em que há variações que tendem a diminuir (Figura 3). Cada parte do processo é feita por um segmento individual, com qualidade

referenciada pelo ponto inicial. Ao final de um intervalo atualiza-se a qualidade pelo valor encontrado, sendo substituído por novos valores quando do encontro de um novo cruzamento ou aumento de tubulações. Ao final, o volume para cada trecho corresponde à relação entre o produto da vazão dividida pelo intervalo de tempo. Há uma adição quando o valor excede o próximo da série, sendo acrescidos das vazões externas (ROSSMAN, 2000; ROSSMAN et al., 1994).

De maneira geral, o valor da temperatura aumenta conforme chega nos cruzamentos das tubulações, ou conforme o maior tempo de vida da água nas tubulações, sendo menor em trechos que ficam mais distantes de nós e do ponto inicial (MONTEIRO et al., 2017). O aumento do parâmetro temperatura pode ser observado verificando-se os coeficientes de reação durante o escoamento da água, e podem ser avaliados por resultados seguidos em séries conforme esquematizado na Figura 3 (ROSSMAN, 2000).

Figura 3. Representação das séries em métodos Lagrangianos.



(a) tempo t ; (b) tempo $t + \Delta t$ (variação do tempo)

Fonte: Adaptado de Rossman; Boulos, 1996.

Nas modelagens aplicadas por Oliveira (2018) observou-se que em um período de 24 horas de simulação, os níveis de cloro variaram conforme o consumo da água, sendo diretamente proporcional ao volume da demanda de água, desde o reservatório até a destinação final. Portanto, quanto maior o consumo, maior concentração de cloro residual.

O estudo desenvolvido por Eck et al. (2016) mostra em dado anual, que o maior decaimento do cloro ocorreu mediante menores temperaturas ambientais. Estes autores obtiveram no inverno (6 °C e 7 °C), resultados de decaimento de cloro entre 0,75 a 1,00 mg L⁻¹, enquanto no verão com temperaturas entre 20 °C e 21°C observou-se taxas muito elevadas de cloro (até 6,00 mg L⁻¹), estando de acordo com a estação que se encontra.

Com relação a interação do cloro com material orgânico, Mermillod-Blondin et al. (2015) realizaram medições de níveis em poços próximos dos lençóis freáticos do manancial de origem (bacia de água). Os dados obtidos, mostraram que a zona de aeração do solo é suficiente para limitar os fluxos de matéria orgânica até a bacia. Notaram também que quando há aumento da concentração da matéria orgânica, há aumento da poluição provocada pelo uso do desinfetante (cloro).

A aglomeração de organismos pode criar uma barreira para a penetração do desinfetante. Portanto, a concentração de microrganismos é um outro fator importante, já que uma densidade elevada significa uma maior demanda de desinfetante. A morte de organismos pela ação de um desinfetante, fixando-se os outros fatores, é proporcional à concentração do desinfetante e ao tempo de reação. Deste modo, pode-se utilizar altas concentrações e pouco tempo, ou baixas concentrações e um tempo elevado (MEYER, 1994).

4. CONSIDERAÇÕES FINAIS

No mundo inteiro houve aumento do consumo de água potável, em função do crescimento populacional, agrícola e industrial. Neste cenário, o atendimento à demanda de suprimento de água sofre aumento progressivo, enquanto a disponibilidade hídrica permanece a mesma. Com isso, o poder público mundial tem aplicado recursos na preservação dos recursos hídricos. Apesar do abastecimento público dispor de padrões de qualidade adequados aos respectivos usos, um dos principais desafios das políticas públicas voltadas para o monitoramento dos recursos hídricos, consiste em viabilizar medidas preventivas a fim de controlar a poluição proveniente dos esgotos domiciliares, que são um dos principais problemas observados

nas regiões hidrográficas mundiais e poluem a qualidade dos mananciais provedores de água doce superficiais ou subterrâneas.

No Brasil, a Portaria Nº 2914/2011 do Ministério da Saúde dispõe sobre os procedimentos de controle e de vigilância da qualidade da água para consumo humano e determina que a concentração residual de cloro no sistema de abastecimento deve ser mantida entre 0,2 e 2 mg L⁻¹. A água distribuída aos consumidores contendo resíduos de cloro em quantidades acima desta faixa de valores, se não for sistematicamente corrigida acarretará em riscos toxicológicos humano e ambiental. Neste monitoramento, o acompanhamento da concentração do cloro ao longo das redes pode ser realizado com base em estudos de modelagem e simulação das redes. De fato, as simulações matemáticas aplicadas assertivamente, permitem controlar quantidades de cloro e indicam como o tratamento deve ser monitorado em sua forma continuada.

Neste cenário, os fatores que influem a desinfecção e, portanto, o tipo de tratamento a ser empregado, são: espécie e concentração do organismo a ser destruído; espécie e concentração do desinfetante; tempo de contato; características químicas e físicas da água; grau de dispersão do desinfetante na água, dentre outros (LAUBUSH, 1971).

Destacando uma situação, a resistência de algumas espécies de microrganismos a desinfetantes varia consideravelmente. Bactérias não-esporuladas por exemplo, são menos resistentes que as formadoras de esporos; formas encistadas e vírus também podem ser bastante resistentes (ROSSIN, 1987). Portanto, a desinfecção não implica, necessariamente, na completa destruição de todas as formas vivas (esterilização), embora muitas vezes o processo de desinfecção seja levado até o ponto de esterilização (MEYER, 1994).

É importante reforçar que os processos de desinfecção têm como objetivo a destruição ou inativação de organismos patogênicos, capazes de produzir doenças, ou elevar os níveis de outros organismos indesejáveis. No entanto, muitos destes materiais podem sobreviver na água por várias semanas em temperaturas próximas a 21 °C, ou meses, em baixas temperaturas (CUBILLOS, 1981). A sobrevivência desses organismos também depende de fatores ecológicos, fisiológicos e morfológicos (formas e estruturas dos organismos), bem como das condições do meio aquoso, tais como: pH, turbidez,

teor de oxigênio, nutrientes, competição com outros organismos, resistência a substâncias tóxicas, habilidade na formação de esporos (ECK et al., 2016; ROSSIN, 1987).

REFERÊNCIAS

- ANA - Agência Nacional de Águas e Saneamento Básico. Plano Nacional de Segurança Hídrica (PNSH), 2019. Disponível em: <https://antigo.mdr.gov.br/images/stories/ArquivosSNSH-ArquivosPDF/PNSH>. Acesso: 30 de junho 2022.
- AQUAFLUXUS, 2017. Disponível em: <https://www.aquafluxus.com.br/top-10-os-paises-mais-ricos-em-agua-doce-mundo/?lang=en>. Acesso: 09 de julho 2022.
- AZEVEDO NETTO, J.M. Técnica de Abastecimento e Tratamento de Água, v.2. São Paulo: FSP-CTSB CETESB/ASCETESB, 1973.
- BLOKKER, M.; VREEBURG, J.; SPEIGHT, V. Residual chlorine in the extremities of the drinking water distribution system: the influence of stochastic water demands. **Procedia Engineering**, n. 70, p. 172-180, 2014.
- BRASIL - Ministério da Saúde. Portaria Nº 2914. Estabelece os procedimentos e responsabilidades relativas ao controle e vigilância da qualidade da água para o consumo humano e seu padrão de potabilidade e dá outras providências. Brasília, 12 de dezembro de 2011.
- CLARK, R.M. The USEPA's distribution system water quality modelling program: a historical perspective. **Water and Environment Journal**, n. 29, p. 320-330, 2015.
- COELHO, S.T.; LOUREIRO, D.; DÁLIA, A.H. Modelação e Análise de Sistemas de Abastecimento de Água. Manual, série IRAR-LNEC, edições IRAR, Lisboa, 2006.
- CUBILLOS, A., Calidad y Control de La Polucion del Agua. Mérida: CIDIAT/Centro Interamericano de Desarrollo Integral de Aguas y Tierras. (Mimeo.). Série Ambiente y Recursos Naturales Renovables, AR 14, 1981.
- DI CRISTO, C.; ESPOSITO, G.; LEOPARDI, A. Modelling trihalomethanes formation in water supply systems. **Environmental Technology**, v. 34, n. 1, p. 61-70, 2013.
- DOS SANTOS, W.B. Modelagem da Degradação de Cloro Residual Livre na Rede de Distribuição de Água da Cidade de Campina Grande-PB. Dissertação de Mestrado, Universidade Federal de Campina Grande, 2017.
- ECK, B.J.; SAITO, H. MCKENNA, S.A. Temperature dynamics and water quality in distribution systems. **IBM Journal of Research and Development**, v. 60, n. 5/6, 2016.

- FAO - Food and Agricultural Organization of the United Nations. Review of World Water Resources by Country, 2003.
- FERREIRA, A. Isotermas de Adsorção de Langmuir, Bet e Gibbs. Dissertação de Mestrado, Universidade de São Paulo, 2018.
- FERREIRA, A.M.S.; MARQUES, J.A.S. Métodos Lagrangeanos “time driven method” e “event driven method” na Modelação da Qualidade da Água - estudo da sua adequabilidade. In: 7º Congresso da Água. Lisboa. APRH, 2004.
- FISCHER, I.; KASTL, G.; KASTL, G.; ARUMUGAM SATHASIVAN, A.; JEGATHEESAN, V. Suitability of chlorine bulk decay models for planning and management of water distribution systems. **Critical Reviews in Environmental Science and Technology**, n. 41, p. 1843-1882, 2011.
- GARCIA, R. Reportagem. **Revista Galileu**, edição 178, 2007. Disponível em: <http://revistagalileu.globo.com/Galileu/0,6993,ECT498426-1719-2,00.html> Acesso: 09 de julho 2022.
- JUNQUEIRA, R. Modelagem Matemática de Cloro Residual em Redes de Distribuição de Água: Estudo de Caso no Jardim Higienópolis em Maringá-PR. Dissertação de Mestrado, Universidade Estadual de Maringá, 2010.
- LAUBUSCH, E.J. Chlorination and Other Disinfection Processes. In: Water Quality and Treatment: A Handbook of Public Water Supplies (American Water Works Association), pp. 158-224, New York: McGraw-Hill Book Company, 1971.
- LIBÂNIO, M. Fundamentos de Qualidade e Tratamento de Água. 2ª ed. São Paulo: Átomo, 2008.
- LIU, M.J., CRAIK, S.; ZHU, D.Z. Determination of cast iron pipe wall decay coefficient for combined chlorine in a municipal water distribution system. **Canadian Journal of Civil Engineering**, v. 42, p. 250-258, 2015.
- MADZIVHANDILA, V., CHIRWA, E.M.N. Modeling chlorine decay in drinking water distribution systems using aquasim. **Chemical Engineering Transactions**, v. 57, p. 1111- 1116, 2017.
- MERMILLOD-BLONDIN, F.; SIMON, L.; SIMON, I.; MAAZOUZI, C.; FOULQUIER, A.; DELOLME, C.; MARMONIER, P. Dynamics of dissolved organic carbon (DOC) through storm water basins designed for groundwater recharge in urban area: assessment of retention efficiency. **Water Research**, 2015.
- MEYER, S.T. O uso de cloro na desinfecção de águas, a formação de trihalometanos e os riscos potenciais à saúde pública. **Cadernos de Saúde Pública**, v. 10, n. 1, p. 99-110, 1994.



- MONTEIRO, L.; FIGUEIREDO, D.; MONTEIRO, L.; FIGUEIREDO, D.; COVAS, D.; MENAIA, J. Integrating water temperature in chlorine decay modelling: a case study. **Urban Water Journal**, 2017.
- OLIVEIRA, L. Decaimento da Concentração de Cloro Residual Livre nas Redes de Abastecimento de Água. Dissertação de Mestrado, Universidade Federal de Goiás, 2018.
- OLIVEIRA, H.A. Uso de simuladores hidráulicos e aplicativos de geoprocessamento para diagnóstico operacional de sistemas de distribuição de água. Estudo de Caso: setor Sacomã, Município de São Paulo. Dissertação de Mestrado, Universidade de São Paulo, 2011.
- OZDEMIR, N.O.; BUYRUK, T. Effect of travel time and temperature on chlorine bulk decay in water Supply pipes. **Journal of Environmental Engineering**, v. 144, n. 3, 2018.
- ROSSIN, A.C. Desinfecção. In: Técnica de Abastecimento e Tratamento de Água (Tratamento de Água), v. 2, São Paulo: CETESB/ASCETESB, 1987.
- ROSSMAN, L.A. EPANET 2.0 - Users Manual. U.S. Environmental Protection Agency, Cincinnati, Ohio, 2000. Tradução e adaptação: Laboratório de Eficiência Energética e Hidráulica em Saneamento - Universidade Federal da Paraíba, UFPB, BRASIL, 2009.
- ROSSMAN, L.A.; BOULOS, P.F. Numerical methods for modeling water quality in distribution: a comparison. **Journal of Water Resources Planning and Management**, v. 122, n. 2, p. 137-146, 1996.
- ROSSMAN, L.A.; CLARK, R.M.; GRAYMAN, W.M. Modeling chlorine residual in drinking-water distribution systems. **Journal of Environmental Engineering**, v. 120, n. 4, p. 803- 820, 1994.
- SALGADO, S.R.T. Estudo dos parâmetros do decaimento do cloro residual em sistema de distribuição de água tratada considerando vazamento. Dissertação de Mestrado, Universidade de São Paulo, 2008.
- SOARES, S.S.; ARRUDA, P.N.; LOBÓN, G.S.; SCALIZE, P.S. Avaliação de métodos para determinação de cloro residual livre em águas de abastecimento público. **Semina: Ciências Exatas e Tecnológicas**, v. 37, n. 1, p. 119-130, 2016.
- SNIS - Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento. Diagnóstico dos Serviços de Água e Esgotos – 2021. Brasília, Secretaria Nacional de Saneamento/Ministério do Desenvolvimento Regional, 2021. Disponível em: <<http://www.snis.gov.br/diagnostico-anual-agua-e-esgotos>>. Acesso: 04 de julho 2022.

WHO - World Health Organization. UNICEF - United Nations Children's Fund, Diarrhea: why children are still dying and what can be done, 2009.

WHO - World Health Organization. Health and sustainable development - Housing and health - Housing and health risks - Waterborne disease related to unsafe water and sanitation, 2019.

ZHANG, C.; LI, C.; ZHENG, X.; ZHAO, J.; HE, G.; ZHANG, T. Effect of pipe materials on chlorine decay, trihalomethanes formation, and bacterial communities in pilotscale water distribution systems. **International Journal of Environmental Science and Technology**, v. 14, p. 85-94, 2017.

DESINFECÇÃO DE ÁGUA DE ABASTECIMENTO COM CLORO E RISCOS TOXICOLÓGICOS

DISINFECTION OF DRINKING WATER BY CHLORINE AND TOXIC RISKS

DOI: 10.51859/AMPLA.APP2385-5

Rosildo da Silva ¹

Ionne Martins Soares Dantas ²

Maria Aparecida Medeiros Maciel ^{*3,4}

¹ Doutorando em Biotecnologia. Programa de Pós-graduação em Biotecnologia, Universidade Potiguar - UnP

² Mestranda em Ciência, Tecnologia e Inovação. PPGCTI, Universidade Federal do Rio Grande do Norte - UFRN

³ Professor/Pesquisador do Programa de Pós-graduação em Biotecnologia, Universidade Potiguar - UnP

⁴ Professor/Pesquisador do Programa de Pós-graduação em Biotecnologia (RENORBIO) – UFRN

RESUMO

Dentre os processos de desinfecção de água potável objetivando a destruição ou inativação de organismos patogênicos à saúde, destaca-se a aplicação de cloro com diminuição significativa da mortalidade infantil por doenças entéricas, bem como possibilitou a redução de casos de cólera e febre tifoide em escala mundial. Neste escopo, no presente trabalho objetivou-se o levantamento de dados via publicações divulgadas nos portais PubMed, Science Direct, Scielo e Google Acadêmico. Os resultados das análises mostraram que a aplicação de cloro em águas de abastecimento pode formar compostos derivativos denominados trihalometanos (TAMs), que resultam da reação entre o cloro e a matéria orgânica natural (MON). Além da concentração e propriedades da MON outros fatores contribuem para a formação de TAMs, tais como: pH, temperatura e tempo de contato da MON com o cloro. Os compostos TAMs são bioativos percursores de cânceres de bexiga, cólon e reto. A agência de proteção ambiental dos Estados Unidos estabeleceu o limite de 80 $\mu\text{g L}^{-1}$ para TAMs total de água potável. Outros países adotaram: 350 $\mu\text{g L}^{-1}$ (Canadá), 200 $\mu\text{g L}^{-1}$ (México), 75 $\mu\text{g L}^{-1}$ (Holanda), 25 $\mu\text{g L}^{-1}$ (Alemanha), e 10 $\mu\text{g L}^{-1}$ (França). No Brasil, de acordo com Portarias do Ministério da Saúde (Nº 36/1990, 2914/2011 e 05/2017) o teor máximo de TAMs foi fixado em 100 $\mu\text{g L}^{-1}$. Neste cenário, investimentos tecnológicos são necessários para identificar, quantificar e estabelecer os riscos dos

contaminantes bioativos objetivando-se minimizar os riscos de câncer via tratamentos de desinfecção alternativos que sejam eficazes, seguros, economicamente viáveis e escalonáveis.

Palavras-chave: Água potável. Tratamento com cloro. Trihalometanos. Toxicologia.

ABSTRACT

Among the processes of disinfection of drinking water aiming at the destruction or inactivation of pathogenic organisms to health, the application of chlorine is highlight with a significant reduction in infant mortality from enteric diseases, and also allowed the reduction of cholera and typhoid fever worldwide. In this scope, the present study aimed to collect data from publications available on the portals PubMed, Science Direct, Scielo and Google Scholar. The analysis of the obtained results showed that the application of chlorine can form derivative compounds so called trihalomethanes (THMs), which result from the reaction between chlorine and natural organic matter (NOM) present in supply waters, being considered precursors of bladder, colon and rectum cancers. In addition to the concentration and properties of NOM other factors contribute to the formation of THMs (pH, temperature, and contact time with chlorine). The United States Environmental Protection Agency has set a limit of 80 $\mu\text{g L}^{-1}$ for the THMs total amounts in drinking water. Other countries adopted

standards of 350 $\mu\text{g L}^{-1}$ (Canada), 200 $\mu\text{g L}^{-1}$ (Mexico), 75 $\mu\text{g L}^{-1}$ (Netherlands), 25 $\mu\text{g L}^{-1}$ (Germany), and 10 $\mu\text{g L}^{-1}$ (France). In Brazil, according to Consolidation Ordinances of the Ministry of Health (Nº 36/1990, 2914/2011 e 05/2017) the maximum content of THMs was set at 100 $\mu\text{g L}^{-1}$. In this scenario, technological investments are necessary to identify, quantify

and establish the risks of bioactive contaminants in order to minimize cancer risks through alternative disinfection treatments that are more effective, safe, economically viable and scalable.

Keywords: Drinking water. Chlorine treatment. Trihalomethane. Toxicology.

1. INTRODUÇÃO

O cloro é o agente oxidante mais empregado em processos de tratamento de água e vem sendo utilizado nas formas Cl_2 (cloro gasoso), NaOCl (hipoclorito de sódio) e $\text{Ca}(\text{OCl})_2$ (hipoclorito de cálcio). O cloro livre é mais reativo e forma mais trihalometanos (TAMs) que o cloro combinado. A formação dos subprodutos da cloração continuará ocorrendo enquanto houver reagente disponível. Portanto, a formação de TAMs pode ter tempo prolongado e envolve um processo que tem início quando o cloro reage com a matéria orgânica natural (MON), que é denominada de precursora de TAMs (MENEZES JUNIOR; ALVES SOUZA, 2021; PAIXÃO et al., 2014; PASCHOALATO, et al., 2008; RODRÍGUEZ et al., 2004; YE et al., 2014).

A MON pode ser derivada da decomposição da vegetação terrestre, resultando de ácidos húmicos e fúlvicos, da decomposição de vegetais aquáticos e de efluentes industriais. Estes ácidos são reativos e formam halofórmios após reação com o cloro. Os subprodutos da cloração sofrem interferência de vários fatores, tais como: dosagem de cloro residual livre, tempo de contato, temperatura e pH, bem como características e concentrações dos agentes precursores (MENEZES JUNIOR; ALVES SOUZA, 2021; SRIBOONNAK et al., 2021; ZHOU et al., 2019).

Destacando dois exemplos: i) a formação dos TAMs aumenta com a elevação do pH, pela sua ação catalítica sobre o halofórmio. A formação dos TAMs acontece em duas etapas, na primeira o pH ácido favorece a cinética da forma não ionizada HOCl e na segunda etapa o pH básico favorece a ocorrência de hidrólise catalítica (MEYER, 1994; RODRÍGUEZ et al., 2007); ii) a influência direta da temperatura na formação de TAMs total (TAMt) foi demonstrada em estudos que avaliaram a água tratada da cidade de Quebec (Canadá) que possui mudanças climáticas muito significativas, com invernos longos e frios e verões curtos e quentes. No verão, devido as altas temperaturas a água

tratada atinge valores de TAMt cinco vezes maior por comparação ao observado no inverno (DION-FORTIER et al., 2009; RODRÍGUEZ et al., 2007).

Nas civilizações antigas, embora os princípios envolvidos nos processos de veiculação hídrica não fossem conhecidos, a preocupação de evitar doenças data desde 500 a.C.; então, a prática de água fervida era recomendada. Alguns historiadores julgam que esta prática foi adotada desde o começo da civilização (LABUSCH, 1971).

Até que a teoria dos microrganismos fosse estabelecida por Louis Pasteur (1880), havia a crença de que as doenças eram transmitidas através de odores. Portanto, a desinfecção da água e dos esgotos surgiu como uma tentativa de se controlar a propagação das doenças através dos odores (MEYER, 1994). No entanto, a correlação entre os agravos à saúde e o sistema de abastecimento público foi realizada somente em 1832 por John Snow, na Inglaterra (DE CASTRO et al., 2019).

Segundo a Organização Mundial da Saúde 80% de todas as doenças que se alastram nos países do Terceiro Mundo estão relacionadas à água. Para o controle dessas patologias diversas substâncias químicas são utilizadas no tratamento de água de abastecimento, sendo o cloro um dos principais desinfetantes. Os registros históricos mostram que a cloração possibilitou mundialmente a redução de casos de cólera, disenteria e febre tifoide (PÁDUA et al., 2007).

Neste cenário, Braun et al. (2018) realizaram uma revisão sistemática e destacaram a importância da cloração no tratamento de qualidade da água para consumo humano na prevenção de cercarias esquistossomóticas.

As primeiras experiências com a aplicação de cloro na água para fins de desinfecção, aconteceram em 1894, e posteriormente em virtude de sua facilidade de obtenção, baixo custo e alta eficiência, se tornou o oxidante e desinfetante mais utilizado nas Estações de Tratamento de Água (ETAs) de todo o mundo (DEGRÉMONT, 1979; VAN BREMEM, 1984). No entanto, Joshua Lederburg, geneticista agraciado com o prêmio Nobel, alertou em 1969 sobre a reatividade do cloro e seu potencial para formar substâncias que reagem com o material genético dos humanos. Lederburg observou ainda, que o fato do cloro inativar vírus deve levar-nos a questionamentos sobre a possibilidade de mutagênese, já que existe muita similaridade entre vírus e genes (MEYER, 1994; PÁDUA et al., 2007).

Diversos estudos correlacionam a exposição aos subprodutos da cloração com câncer, dentre os quais têm destaque os cânceres de bexiga, cólon e reto (BLACK et al., 1996; IARC, 2009; PAIXÃO et al., 2014; PIMENTA et al., 2008; RICHARDSON et al., 2007). Extensivamente, a ingestão de água contaminada está associada a outros tipos de cânceres que acometem o fígado e pulmão. Nestes casos, resultam da contaminação da água/fonte e variam em função dos contaminantes que incluem arsênio, amianto, radônio, produtos químicos agrícolas e outros resíduos tóxicos. Dentre os quais, arsênio amplia o risco de cânceres de fígado, pulmão, bexiga e rim (MORRIS, 1995).

A relação entre o uso de cloro nas ETAs e suas reações com os compostos orgânicos presentes nas MONs com formação de compostos potencialmente carcinogênicos, foi inicialmente avaliada por R. H. Harris, nos anos 1970. Desde então, outros pesquisadores passaram a estudar o assunto, como Rook (na Holanda) e Bellar, Litchtemberg & Krones (nos Estados Unidos) (MEYER, 1994). O trabalho de Rook, por exemplo, demonstrou que a aplicação de cloro poderia levar à formação de trialometanos (TAMs), uma classe de subprodutos associada a efeitos carcinogênicos em animais (ROOK, 1974). A partir desse marco, regulamentações foram criadas para garantir que todas as formas de abastecimento de água passassem a ocorrer de maneira sanitariamente segura para evitar que as doenças de veiculação hídrica ocorressem (DE CASTRO et al., 2019).

No Brasil, a partir da Portaria de Consolidação Nº 36 do Ministério da Saúde (MS), de 19 de janeiro de 1990, que dispõe sobre os procedimentos de controle e de vigilância da qualidade da água no Brasil, o teor máximo de trialometanos em água potável foi fixado em $100 \mu\text{g L}^{-1}$, mantido pelas Portarias Nº 2914/2011 e Nº 05/2017 do MS. De acordo com o MS as águas devem ser submetidas a um processo de desinfecção para a inativação de microrganismos patogênicos. A legislação brasileira define que o índice permitido de TAMs nos sistemas de abastecimento que utilizam águas captadas de mananciais superficiais, tenha valor máximo $0,1 \text{ mg L}^{-1}$. Além disso, também define $0,08 \text{ mg L}^{-1}$ para HAAC (ácidos haloacéticos) (BRASIL, 2017; RODRIGUEZ et al., 2007). Para o parâmetro cloro residual livre, a Portaria Nº 2914/2011 define como obrigatório a manutenção de $0,2$ a 2 mg L^{-1} em toda a extensão do sistema de distribuição (contemplando a rede e o reservatório). Para turbidez o índice deve estar abaixo de 5 uT (Unidade Nefelométrica de Turbidez).



No mundo inteiro os processos de desinfecção são imprescindíveis para o fornecimento de água potável e de qualidade, tendo como objetivo a destruição ou inativação de organismos patogênicos. A desinfecção não implica necessariamente na destruição completa de todas as formas vivas (esterilização), embora muitas vezes atinja o ponto de esterilização. No Canadá o índice limite de TAMs é $350 \mu\text{g L}^{-1}$; no México $200 \mu\text{g L}^{-1}$; nos Estados Unidos $80 \mu\text{g L}^{-1}$; na Holanda $75 \mu\text{g L}^{-1}$; Alemanha $25 \mu\text{g L}^{-1}$; e na França $10 \mu\text{g L}^{-1}$ (GUAY et al., 2005; RACHMADI et al., 2020; RODRIGUEZ et al., 2007; SANTOS et al., 2011; WHO, 2011; 2008; 2000).

2. METODOLOGIA

No presente trabalho foram analisadas publicações divulgadas nos portais PubMed, Science Direct, Scielo e Google Acadêmico. A pesquisa foi desenvolvida no período junho até agosto de 2022, com descritores específicos para o escopo da proposta, tais como: “tratamento de água potável com cloro”, “reatividade entre cloro e matéria orgânica natural presente na água de abastecimento”, “contaminação por trihalometanos”, tratamento de água potável com cloro e riscos toxicológicos”, e “processos de desinfecção processos de desinfecção” associados aos operadores booleanos “and” “or” “and/or” nos idiomas português e inglês, sendo inicialmente avaliados para prévia seleção, os campos de título e resumo. Um total de 110 artigos foram avaliados, dos quais 74 foram escolhidos em função das abordagens voltadas para o tema proposto.

3. RESULTADOS

A avaliação do potencial toxicológico dos subprodutos da cloração se deu nos Estados Unidos a partir de 1971, com o aparecimento de casos de debilitação física aguda, como vômitos, relacionados à presença de contaminantes químicos nas águas potáveis. Dentre os efeitos adversos provocados pelos trihalometanos (TAMs) encontram-se correlações com abortos espontâneos, nascimento de crianças com baixo peso e neoplasias (TOMINACA; MIDIO, 1999). Em casos extremos de escassez de água de abastecimento pode ocorrer pneumonia causada pela bactéria *Legionella pneumophyla* e outros tipos de *Legionella* (ROY et al., 2021). Recentemente, Li et al.

(2022) e Ávila et al. (2020) destacaram a qualidade da água potável e a importância de desinfecção com cloro em tempos de pandemia SARS-CoV-2 (COVID-19), e seu efeito microbiológico contra vírus, fungos e bactérias.

De acordo com a United States Environmental Protection Agency (USEPA), desde a descoberta dos subprodutos da cloração em água potável em 1974, estudos epidemiológicos notificaram a relação entre a exposição aos subprodutos da desinfecção com cloro e ocorrências de câncer (BLACK et al., 1996; MEYER, 1994; TOMINAGA; MIDIO, 1999; USEPA, 1999; 1998). Em 1999, a USEPA classificou os compostos orgânicos halogenados TAMs como prováveis carcinogênicos para humanos. A classificação foi estabelecida por grupos, tais como: Grupo 2B: clorofórmio, bromofórmio e bromodiclorometano e Grupo C: dibromoclorometano, com efeitos nocivos como câncer de fígado e rim, dentre outros potenciais fatores de risco à saúde (FERREIRA FILHO; SAKAGUTI, 2008).

Os compostos TAMs derivativos de tratamento de águas potáveis com cloro, são espécies cloradas e bromadas formadas como subprodutos da desinfecção, dentre as quais se destacam quatro espécies principais: triclorometano (CHCl_3 - clorofórmio), diclorobromometano (CHCl_2Br), dibromoclorometano (CHClBr_2) e tribromoetano (CHBr_3 - bromofórmio). A soma desses quatro compostos é denominada de TAMs totais (LATIFOGLU, 2003; ROSALÉM et al., 2013). Além dos TAMt, formam-se ainda: ácidos haloacéticos, haloacetoneitrilas, halopicrinas, haloacetonas e haloaldeídos, monoclорamina, 2,4,6 triclorofenol, dentre outros compostos (CHOW et al., 2005; LEE et al., 2004; MEYER, 1994; NIKOLAOU et al., 1999; PÁDUA et al., 2007; WHO, 2000).

Neste cenário, apesar de haver o desconhecimento dos riscos reais que os subprodutos da cloração podem causar à saúde humana, entende-se que o clorofórmio é possivelmente o subproduto de maior risco carcinogênico ao ser humano (IARC, 2009). No entanto, sabe-se que os TAMs representam apenas 5% a 20% dos compostos orgânicos halogenados totais formados durante a cloração (PÁDUA et al., 2007).

De acordo com Bloemen e Burn (1993), a exposição humana aos subprodutos da cloração pode acontecer pela ingestão direta da água, por meio de inalação após a transferência dos subprodutos para o ar, pela absorção dérmica durante o banho, na lavagem de roupas e louças, dentre outras atividades em que se utilize água clorada. A exposição ao clorofórmio por inalação durante um banho de ducha por 8 minutos, por

exemplo, pode ser até 6(seis) vezes maior do que pela ingestão da mesma água durante um período de 24 horas; a água de piscina clorada é uma outra importante fonte de exposição aos TAMs (BLOEMEN; BURN, 1993; WHO, 2000).

De forma abrangente, os riscos tóxicos dos contaminantes TAMs envolvem absorção gastrointestinal após: **i)** a ingestão de água clorada, de bebidas e alimentos preparados com água clorada); **ii)** a inalação de componentes voláteis (como os halocompostos); e **iii)** absorção cutânea, em função da lipossolubilidade dos halocompostos (MENEZES JUNIOR; ALVES SOUZA, 2021; TOMINACA; MIDIO, 1999).

Genaro et al. (2021) avaliaram a ação do gás cloro (Cl_2) administrado pelas vias aéreas por nebulização ultrassônica, com intervalos de 4 horas, por cinco dias, nas concentrações 3,3; 33,3 e 70,5 $\text{mg}/\text{m}^3/\text{Cl}_2$ em camundongos. Os resultados mostraram ativação do estresse oxidativo, aumento das células inflamatórias, presença de edemas nas vias aéreas, aumento do muco e função pulmonar comprometida.

Os subprodutos da desinfecção com cloro apesar de terem sido considerados carcinogênicos e estarem associados a problemas mutagênicos e muitas outras patologias, não são devidamente monitorados desde a captação de água bruta, passando por todas as etapas de tratamento até atingir a rede de distribuição. Como a reação de formação dos TAMs é lenta, tem início no processo de cloração e se estende até a água ser utilizada pelo consumidor, além do monitoramento na própria estação, é necessário avaliar os teores TAMs em todo processo desde o início até o final da linha de distribuição (DE OLIVEIRA et al., 2020; MEYER, 1994; PIMENTA et al., 2008; RODRIGUEZ et al., 2007).

A ocorrência da cólera no Brasil, a partir de 1991, provavelmente resultou num aumento nas dosagens de cloro usadas em muitos sistemas de abastecimento de água potável. A avaliação dos riscos da elevação da formação dos TAMs em função das concentrações utilizadas de cloro, juntamente com a necessidade de se combater a propagação de doenças provenientes de águas contaminadas, constituem uma questão delicada, que deve ser avaliada para cada manancial utilizado como fonte de abastecimento (MEYER, 1994). No entanto, na maioria dos estados brasileiros não se realiza monitoramentos periódicos da concentração dos contaminantes TAMs (SABOE et al., 2021).



4. PROCESSOS DE DESINFECÇÃO DE ÁGUA POTÁVEL

Os processos de desinfecção têm como objetivo a destruição ou inativação de microrganismos patogênicos (bactérias, fungos, vírus, leveduras e protozoários) capazes de produzir doenças. Esses organismos podem sobreviver na água por várias semanas, em temperaturas próximas a 21 °C e, em alguns casos, por vários meses, em baixas temperaturas (CUBILLOS, 1981; MEYER, 1994). A sobrevivência de microrganismos na água depende não apenas da temperatura, mas também de fatores ecológicos, fisiológicos e morfológicos, tais como: competição com outros organismos, resistência a substâncias tóxicas, habilidade na formação de esporos, pH, turbidez, oxigênio e nutrientes (MEYER, 1994; ROSSIN, 1987).

Os principais mecanismos de ação de desinfetantes químicos como o cloro para a inativação de organismos patogênicos é a destruição ou desarranjo estrutural da organização celular por ataque aos principais constituintes da célula, bem como por interferência no metabolismo energético (tornando as enzimas não funcionais) e na biossíntese (ou crescimento) pelo prejuízo à síntese de proteínas, ácidos nucleicos, coenzimas ou parede celular do microrganismo (SOARES et al., 2016).

A determinação de cloro residual pode ser feita por vários métodos, dentre os quais podem ser citados: iodométrico; amperométrico (método de titulação); métodos colorimétricos (*N,N*-dietil-*p*-fenilendiamina/DPD); espectrofotométricos (2,2-azino-bis-3-etilbenzotiazolina-6-sulfonato/ABTS); fluorimétricos, luminométricos e os métodos quimicamente resistentes. O método da ortotolidina, provavelmente um dos mais utilizados, tendo sido excluído da 15ª edição do *Standard Methods* por tratar-se de uma substância cancerígena (MENEZES JUNIOR; ALVES SOUZA, 2021). A maioria dessas técnicas não pode ser implantada de forma operacional em função dos custos, já que exigem limpeza, calibração e manutenção frequentes devido à bioincrustação, além de não contemplarem a tolerância ao cloro entre as bactérias resistentes, bem como a padronização de protocolos de avaliações em águas residuais (GILCA et al., 2020; GUPTA et al., 2022; SABOE et al., 2021).

O método de titulação amperométrica é considerado o método mais preciso para a determinação de cloro livre ou combinado, em função de ser pouco afetado por espécies oxidantes, por variações de temperatura, turbidez e coloração. No entanto,

requer maior habilidade do operador para se obter a melhor confiabilidade (APHA; AWWA; WEF, 2005).

O método colorimétrico que utiliza o reagente DPD como indicador quando comparado a titulação amperométrica, é operacionalmente mais simples para medições de cloro residual livre (CRL). Neste processo, o DPD é oxidado por cloro livre, resultando em uma solução com intensidade de cor diretamente proporcional à concentração de CRL, em que a cor rosada característica desenvolve-se em águas que não contêm iodeto e indica a presença de CRL. A medida da concentração pode ser realizada utilizando o disco colorimétrico ou o clorímetro digital. O primeiro emprega a comparação visual como método de análise e o segundo, a absorção da solução resultante é medida por fotometria (HELBLING; VANBRIESEN, 2007).

No método colorimétrico evidenciou-se que elevadas concentrações de espécies cloradas oxidam o reagente DPD, e a presença manganês, zinco e cobre, bem como parâmetros de cor e turbidez interferem em todos os procedimentos colorimétricos (APHA; AWWA; WEF, 2005). Especificamente, os interferentes MON (matéria orgânica natural), ferro e manganês afetam a cloração da água. Se o pH for elevado ocorre formação de hidróxidos e se a quantidade de cloro for suficiente, as formas reduzidas desses metais serão oxidadas às suas formas de hidróxidos insolúveis (DI BERNARDO, 2005; MEYER, 1994).

O método iodométrico é adequado para a medição das concentrações de cloro total superior a 1 mg L^{-1} .

Saad et al. (2005) utilizando métodos espectrofotométricos avaliaram por injeção de fluxo, vários reagentes para a determinação de cloro livre e cloro total, e concluíram que o reagente que rendeu o sinal mais sensível (limite de detecção de $0,02 \text{ mg L}^{-1}$) foi o ABTS, sofrendo menos interferência por manganês, zinco e cobre. No entanto, observaram que houve interferência de cloro combinado. Neste caso, é fortemente recomendado o reagente SYR (siringaldazina), que sofre pouca interferência do cloro combinado. O método colorimétrico utilizando DPD não foi analisado em decorrência de interferências de cloro combinado e por não ser linear quando a concentração de cloro residual atinge valores superiores a 1 mg L^{-1} .

Um estudo comparativo entre três métodos comuns na determinação de cloro residual foi realizado por Wilde (1991), que utilizou amostras de água do rio Savannah

localizado na cidade de Aiken (estado norte-americano da Carolina do Sul). Os dados obtidos mostraram que os métodos DPD e amperométrica produzem resultados estatisticamente semelhantes. No entanto, o método DPD por ser mais simples, forneceu resultados rápidos e se mostrou adequado para medições tanto em campo quanto em laboratório.

Noll et al. (2000) utilizando os reagentes ortotolidina e DPD, determinaram os níveis de cloro residual livre, obtendo melhores resultados com o método colorimétrico *N,N*-dietil-*p*-fenilendiamina (DPD).

Muitas pesquisas têm como base o uso de coagulantes inorgânicos como sais de alumínio e ferro, cuja substituição por coagulantes orgânicos está sendo considerada em função do método produzir iodo não biodegradável, alterar o pH da água, ter custos elevados, e formar diversas espécies químicas que comprometem à saúde e o meio ambiente (CAPELO NETO; NEYCOMBE, 2017; OLADOJA et al., 2017).

Tratamentos realizados à base de tanino como coagulante para a clarificação de águas, mostraram melhores resultados quando comparados aos coagulantes inorgânicos. Dentre os coagulantes orgânicos disponíveis no mercado para tratamento de água potável, destacam-se os polímeros catiônicos preparados com produtos naturais, como o tanino da água *Acacia mearnsii* e *Acacia catechu* (BELTRÁN-HEREDIA et al., 2010; MANGRICH et al., 2014; SILVEIRA et al., 2021; THAKUR; CHOUBEY, 2014).

Thakur e Choubey (2014) observaram a remoção de 91,0% de turbidez e de 57,3% de sólidos estudados para amostra de água superficial com tratamento de 3 mL L⁻¹ de extrato tanino (0,01 g mL⁻¹) obtido da *Acacia catechu*.

Skoronski et al. (2014) trataram água do Rio Tubarão (SC) com a concentração de 2,5 mg L⁻¹ de 15 uC e 5 uT, e obtiveram resultados dos parâmetros cor e turbidez abaixo de 15 uC e 5,0 uT, com resultados considerados inferiores à legislação (BRASIL, 2011).

Fisher et al. (2011a) utilizaram três modelos de segunda ordem para avaliação da decomposição de cloro na faixa 0 a 3 mg L⁻¹. O modelo de reação única mostrou precisão inaceitável com elevadas concentrações iniciais de cloro. O modelo de coeficiente de reação variável e o modelo de 2(dois) reagentes foi validado em amostragem de cinco diferentes fontes de águas de consumo, tendo apresentado

precisão semelhante e aceitável, com dependência consistente para variação de temperatura.

Westerhoff et al. (2004) realizaram experimentos com compostos modelo e águas naturais objetivando elucidação de reações de substituição com cloro e bromo frente a matéria orgânica natural (MON). Experimentos cinéticos com isolados MON (com e sem pré-ozonação) foram realizados para obter constantes de taxa de segunda ordem (k) com os halogenos bromo e cloro. Os resultados mostraram que tanto o bromo aquoso [HOBr/OBr^-] quanto o cloro [HOCl/OCl^-] reagem significativamente com MON durante o tratamento da água, tendo sido realizada uma comparação direta limitada para a reatividade de bromo e cloro. Para tanto, foram observadas cinéticas de reação em dois estágios de consumo (iniciais e prolongados). O bromo reagiu cerca de 10 vezes mais rápido que o cloro com isolados de MON em ambos estágios. Expandindo o estudo, com base na espectroscopia UV/VIS e RMN de ^{13}C avaliada no estado sólido, observou-se que a adição de cloro a um isolado MON resultou em oxidação significativa de grupos aromáticos e cetona, enquanto o bromo teve significativamente menos alteração nos espectros. Como conclusão geral do estudo foi evidenciado que em solução, o bromo reage mais rápido e substitui de forma mais eficiente por comparação a reatividade do cloro. Os autores definiram a pesquisa como muito útil no desenvolvimento de estratégias para controlar a formação de subprodutos de desinfecção durante o tratamento de água de abastecimento.

Como as concentrações de cloro variam significativamente ao longo dos sistemas de distribuição de água, o cloro residual livre não é monitorado continuamente em função das tecnologias de sensores em tempo real existentes exigem manutenção, limpeza e calibração frequentes, tornando as medições economicamente inviáveis nas ETAs (SABOE et al., 2021). Nesta perspectiva, destacam-se algumas propostas, tais como: **i)** previsão de concentração de cloro em várias condições hidráulicas para um sistema piloto de distribuição de água em escala (KIM et al., 2014); **ii)** desenvolvimento de solução analítica usando o modelo paralelo de segunda ordem para previsão de decaimento de cloro em água de abastecimento (KOHPAEI; SATHASIVAN, 2011); **iii)** sistema de injeção de fluxo colorimétrico à base de membrana para monitoramento on-line gratuito de cloro em água potável (ZHOU et al., 2021); **iv)** redução do cloro livre residual (CRL) para níveis aceitáveis avaliada por simuladores hidráulicos associados a

modelos de controle de qualidade da água potável que permitem estimar as condições hidráulicas das redes e a previsão dos índices de CRL (FISHER et al., 2011a; FISHER et al., 2011b; JUNQUEIRA, 2010; ROSSMAN et al., 1994). Neste contexto, estudos de modelagem direcionam a simulação através do caminho que a água percorre nas tubulações, considerando-se também os encontros de águas nas junções e cruzamentos da rede de distribuição da água (COELHO et al., 2006).

A seguir encontram-se descritas 2(duas) propostas diferenciadas que possibilitam de forma econômica e operacional, prever ou monitorar os níveis de CRL em estações de tratamento de água (ETAs).

Cheswick et. al. (2022) utilizaram citometria de fluxo objetivando avaliar a eficácia da desinfecção com cloro realizada em um tanque de contato de cloro de escala piloto (CCT). O modelo CCT contendo um desconcertante flexível foi instalado em uma EPA (estação de tratamento de água superficial) da Escócia, de modo que houvesse uma alimentação direta da saída dos filtros de gravidade rápida (RGF). De acordo com os autores, pela primeira vez, a eficácia da desinfecção foi estabelecida pelo monitoramento microbiano direto em um reator contínuo utilizando citometria de fluxo (FCM). Variáveis de desinfecção tais como dose, tempo e eficiência hidráulica (curto-circuito e dispersão) foram exploradas após a caracterização das distribuições de tempo de residência (RTD) do reator por meio de testes de rastreador. A FCM permitiu que a distinção fosse feita entre mudanças no design do reator de desinfecção, sendo este um grande diferencial, por comparação com os métodos padrão. De acordo com os resultados, observou-se que o aumento dos níveis de desinfecção está diretamente associado ao aumento da formação de trihalometanos (TAMs). A resolução aprimorada do processo FCM fornece uma ferramenta operacional eficaz, que pode quantificar dinamicamente os processos de desinfecção, permitindo melhor controle de desinfecção.

Saboe et al. (2021) desenvolveram metodologia operacional de baixo custo que não requer manutenção ou limpeza de rotina, que produz medições estáveis cloro residual livre (CRL). O método consiste em uma matriz de sensor potenciométrico microbiano (MPS), contendo eletrodos de grafite revestidos com biofilmes microbianos cultivados naturalmente. A matriz MPS foi instalada em um Reator de Lote Continuamente Misturado (CMBR), e água potável contendo concentrações variáveis de



CRL. As concentrações de cloro foram introduzidas de forma controlada, e os sinais de MPS foram monitorados ao longo do tempo. Os sinais MPS foram medidos a partir da mudança no Potencial de Circuito Aberto (OCP) em toda a matriz MPS em tempo real. Uma relação empiricamente derivada entre a mudança normalizada no OCP e o cloro livre foi estabelecida mediante a adequação de dados de MPS individuais e médios a uma função de crescimento exponencial em decomposição, a fim de prever os níveis de CRL. Os resultados mostram que o CRL pode ser previsto com precisão razoável, com validação do modelo mostrando um erro absoluto médio de $\pm 0,09$ ppm abaixo de 1,1 ppm e $\pm 0,30$ ppm entre 1,1 e 2,7 ppm. No entanto, para níveis muito elevados de CRL, a precisão das previsões é reduzida.

5. AVALIAÇÃO DE TAMS NOS SISTEMAS DE ABASTECIMENTO DE ÁGUA NO BRASIL

Segundo Menezes Junior e Alves Souza (2021), no estado de Mato Grosso, até o atual milênio ainda não haviam sido realizados estudos acadêmicos que avaliassem os níveis e o potencial de formação de TAMS nas águas de abastecimento público. Na pesquisa avaliou-se a formação de trihalometanos (TAMs) no sistema de abastecimento de água do município de Cáceres/MT. Por um período de um ano (agosto/2018 a junho/2019, com frequência bimestral), foram coletadas amostras de água em três pontos distintos denominados: água bruta (P1), água na saída do reservatório (P2) e água da rede de abastecimento (P3). Além dos índices de TAMs, outros parâmetros (turbidez, cor, pH e cloro residual livre) foram monitorados. Os resultados de água bruta demonstraram que o fenômeno natural denominado “decoada” aumentou as concentrações de turbidez e cor aparente no período enchente/cheia, os quais elevaram os níveis de matéria orgânica na água bruta (P1). Na água tratada (P2) os níveis de TAMs ($0,09518 \text{ mg L}^{-1}$) ficaram próximos do limite $0,1 \text{ mg L}^{-1}$ estando em conformidade com os valores observados para turbidez, reforçando que o parâmetro de turbidez pode ser um indicativo significativo da presença de precursores de TAMs. Desta forma obteve-se a correlação entre TAMs e turbidez com $p < 0,05$ e $R^2 = 0,67$. Além disso, P2 também apresentou medição maior de cloro residual livre, em relação a P3.

Dolabella e Lima (2021) analisaram a qualidade de águas pluviais na rede de abastecimento do bairro do Lago Norte, Brasília/DF, utilizando parâmetros como: velocidade, pressão dinâmica e a concentração de cloro residual livre (CRL). Os valores observados para CRL variaram na faixa 0,75 a 1 mg L⁻¹, estando de acordo com a portaria de consolidação Nº 2914/2011 do Ministério da Saúde, que define 0,2 a 2 mg L⁻¹ para o parâmetro cloro residual livre.

No Rio Grande do Norte, recentemente o potencial de formação de trihalometanos foi investigado por De Oliveira et al. (2020) em água bruta coletada na lagoa de Extremoz/Extremoz/RN, via metodologia de tratamento por filtração direta, seguida de desinfecção com cloro. Os resultados obtidos indicaram presença de matéria orgânica natural (MON) com predominância de ácidos fúlvicos. A concentração média observada para TAMS total (TAMt) foi 4,22 mg L⁻¹, mostrando que a água do manancial avaliado possui forte potencialidade para formação de compostos orgânicos halogenados. Nos ensaios realizados, o clorofórmio (CHCl₃) representou cerca de 80% da concentração TAMt. Adicionalmente, foram observadas correlações fortes e significativas entre as variáveis dureza ($p = 0,005$ e $R = 0,90$) e cor aparente ($p = 0,002$ e $R = -0,93$) da água bruta, com resultados que indicaram a presença de íons Ca²⁺ e Mg²⁺ responsáveis pela cor aparente, que também podem elevar os índices de turbidez e TAMS.

Em função dos processos de desinfecção estarem correlacionados com elevados índices de TAMS capazes de produzir doenças, De Castro et al. (2019) realizaram pesquisa na área da saúde associando a qualidade da água distribuída e a ocorrência de Doença Diarreica Aguda (DDA) e hepatite A no Distrito Federal (DF) entre 2012 e 2017. Os dados referentes aos índices de reclamação relativos à água e da não conformidade da sua qualidade foram cedidos pela Companhia de Abastecimento do DF. As taxas de ocorrência de DDA e hepatite A foram obtidos pela Secretaria de Saúde. Os índices de reclamação tiveram relação direta com os de não conformidades na concentração de cloro residual livre e de turbidez da água. No entanto, essa relação foi inversa aos agravos. Portanto, o canal de comunicação entre os usuários e o prestador de serviços, foi fundamental para as ações corretivas da empresa, o que refletiu na redução de casos de DDA e de hepatite A. Isso mostra que o monitoramento realizado pelo controle de

qualidade da concessionária teve relevância na redução desses agravos, inclusive durante o período de intermitência no abastecimento.

Soares et al. (2016) avaliaram o método colorimétrico DPD utilizando dois aparelhos, visual e digital com DPD em duas formas, pó e pastilha. Análises dos parâmetros pH, turbidez, fluoreto e condutividade elétrica, coliformes totais e *Escherichia coli* foram realizadas objetivando estabelecer parâmetros de correlação. Na pesquisa foram coletadas 40 amostras em residências distribuídas em 6(seis) bairros de 3(três) diferentes regiões do município de Goiânia/GO. Verificou-se que os valores encontrados para o DPD em pó foram superiores a forma de pastilha e que os resultados do equipamento digital foram inferiores ao disco comparador. Os resultados mostraram que houve influência da turbidez sobre os resultados de cloro residual livre e evidenciou-se uma relação inversa entre o flúor e condutividade elétrica.

Sanches et al. (2015) analisaram a qualidade da água consumida nas escolas públicas da cidade de Uberaba-MG, as amostras (n=8) foram coletadas de torneiras e bebedouros, mantidas abertas por três minutos antes das coletas. As análises químicas foram utilizadas para determinação dos teores de cloro residual livre e níveis de cromo, cobre, manganês, chumbo e cádmio, além das análises microbiológicas para determinação de coliformes totais e *Escherichia coli*. A pesquisa contemplou 8(oito) instituições de ensino infantil da rede pública municipal que atendem crianças com a faixa etária de 0 a 5 anos. As amostragens foram realizadas em períodos trimestrais compreendidos entre dezembro de 2011 e setembro de 2012, resultando em quatro coletas. Os resultados de cloro residual livre (CRL) mostraram que 40,62% das amostras não atenderam ao valor mínimo exigido ($0,2 \text{ mg L}^{-1}$) pelo Ministério da Saúde (Portaria Nº 2914/2011), já que os teores de CRL variaram entre 0,00 a $1,04 \text{ mg L}^{-1}$ (amostras dos bebedouros) e 0,00 a $1,00 \text{ mg L}^{-1}$ (amostras das torneiras). Conclusivamente, as análises mostraram: **i)** presença de *Escherichia coli* e coliformes totais, acima dos valores permissíveis pela legislação em mais de 50% das amostras analisadas; **ii)** concentração de metais (cobre, cádmio, cromo, manganês e chumbo) acima do permitido para algumas amostras de água; **iii)** teor de cloro residual livre abaixo do valor mínimo exigido pela legislação vigente em quase metade das amostras analisadas. Os testes estatísticos revelaram que quando analisado o período de realização das amostragens, apenas os

valores referentes à concentração de CRL, cromo e chumbo não apresentaram diferença significativa ($p > 0,05$).

Paixão et al. (2014) realizaram estudo objetivando detectar níveis de TAMs provenientes da cloração realizada pela Estação de Tratamento de Água (ETA) da Companhia de Saneamento do Paraná (SANEPAR). As amostras de água foram coletadas em 8(oito) escolas da cidade de Maringá-Paraná, de cada ponto de amostragem foram feitas as seguintes análises: trialometanos (TAMs), por cromatografia gasosa com detector por espectrometria de massa com concentrador por purge-and-trap (CG-MS); Compostos Orgânicos Naturais (CONs), por meio de leitura a 254 nm em espectrofotômetro UV-VIS; cloro residual pelo método colorimétrico DPD; pH pelo método potenciométrico; e temperatura, com a utilização de um termômetro de mercúrio. Os métodos analíticos seguiram o Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater (APHA; AWWA; WEF, 1998). A comparação dos resultados obtidos com os valores máximos permissíveis estabelecidos pela Portaria N. 2914/2011 do MS, mostrou que os índices de TAMs estão em conformidade com a legislação, tais como: **i)** baixa concentração de TAMs na água tratada proveniente de abastecimento público da SANEPAR, com valor máximo observado $14,98 \mu\text{g L}^{-1}$, muito abaixo do valor máximo da legislação ($100 \mu\text{g L}^{-1}$); **ii)** dentre os quatro trialometanos quantificados, o clorofórmio, foi o que apresentou maiores concentrações, com 75% dos TAMs encontrados ($10,888 \mu\text{g L}^{-1}$), este achado sugere uma mínima presença de espécies bromadas na água do manancial de captação; **iii)** os valores para CONs e cloro residual livre, em geral, foram baixos, quando comparados com resultados de estudos em condições similares.

6. CONSIDERAÇÕES FINAIS

A diminuição da incidência de doenças transmissíveis por água potável somente foi alcançada mediante procedimento de desinfecção com cloro. No mundo inteiro as Estações de Tratamento de Água (ETAs) utilizam preferencialmente cloro no tratamento de desinfecção de água potável em função dos seguintes benefícios: o cloro é eficaz em inativar ou destruir microrganismos patogênicos (vírus e bactérias), assegura baixo custo, elimina o risco sanitário e se bem monitorado, apresenta residual estável de cloro

livre. No entanto, o abastecimento público de água de maneira segura e eficiente ainda é um desafio em escala mundial. Isso pode levar a um aumento na incidência de agravos como Doença Diarreica Aguda (DDA), hepatite A e outras patologias como câncer.

Os contaminantes TAMs são apenas alguns dos subprodutos da cloração existentes e o seu controle na água de abastecimento público pode auxiliar na redução de níveis de outros subprodutos, como ácidos haloacéticos. De fato, em função dos compostos orgânicos presentes na água bruta (MON), outros subprodutos da cloração mais perigosos que os TAMs, podem ser formados. Então, os TAMs são importantes como indicadores da existência de outros compostos que podem ser mais agressivos à saúde humana. A eliminação de todos esses compostos na água consumida, sem que seja perdida a sua qualidade sanitária, é um problema complexo e de difícil solução. Nesta perspectiva, o monitoramento da concentração de TAMs em águas (brutas e distribuídas) e a avaliação de sua formação durante o processo de tratamento devem preceder qualquer decisão que acarrete alguma mudança em um sistema de tratamento de água.

Como os contaminantes TAMs não são os únicos existente em relação ao processo de cloração de águas, a substituição do cloro por outro desinfetante no tratamento de água potável pode ampliar os riscos toxicológicos. Neste cenário, sabe-se que levantamentos epidemiológicos relacionando morbidade e mortalidade por câncer com vínculo nos teores dos contaminantes TAMs indicam associações positivas para alguns casos de carcinomas, mas de forma abrangente, não são conclusivos.

REFERÊNCIAS

- APHA (AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION); AWWA (AMERICAN WATER WORKS ASSOCIATION); WEF (WATER ENVIRONMENT FEDERATION). Standard methods for the examination of water and wastewater. 21st. Washington: American Public Health Association; American Water Works Association; Water Environment Federation, 2005.
- ÁVILA, F.G.; GONZALES, L.V.; GALABAY, M.C.; ORTEGA, H.G.; CÁRDENAS, L.A.; ARÉVALO, C.Z.; PINO, L.F.D. Considerations on water quality and the use of chlorine in times of SARS-CoV-2 (COVID-19) pandemic in the community. **Case Studies in Chemical and Environmental Engineering**, v. 2, p. 100049, 2020.

- BELTRÁN-HEREDIA, J.; SÁNCHEZ-MARTÍN, J.; GÓMEZ-MUÑOZ, M.C. Novos agentes coagulantes a partir de extratos de tanino: estudos preliminares de otimização. **Revista de Engenharia Química**, v. 162, n. 3, p. 1019-1025, 2010.
- BLACK, B.D.; HARRINGTON, G.W.; SINGER, P.C. Reducing cancer risks by improving organic carbon removal. **Journal AWWA**, v. 88, n. 6, p. 40-52, 1996.
- BLOEMEN, H.J.; BURN, J. Chemistry and analysis of volatile organic compounds in the environment. Londres: Chapman & Hall, 1993.
- BRASIL (Ministério da Saúde). Portaria de Consolidação Nº 05, de 28 de setembro de 2017. Dispõe sobre a consolidação das normas sobre as ações e os serviços de saúde do Sistema Único de Saúde (SUS). Diário Oficial da União, Brasília, 2017.
- BRASIL (Ministério da Saúde). Portaria de Consolidação Nº 2914, de 12 de dezembro de 2011. Dispõe sobre os procedimentos de controle e de vigilância da qualidade da água para consumo humano e seu padrão de potabilidade. Diário Oficial da União, Brasília, 2011.
- BRAUN, L.; GRIMES, J.E.T.; TEMPLETON, M.R. The effectiveness of water treatment processes against schistosome cercariae: a systematic review. **PLOS Neglected Tropical Diseases**, v. 12, n. 4, p. e0006364, 2018.
- CAPELO NETO, J.; NEYCOMBE, G. Oxidação de cianobactérias e seus metabólitos em estações de tratamento de água: o estado da arte. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 22, n. 5, p. 829-840, 2017.
- CHESWICK, R.; NOCKER, A.; MOORE, G.; JEFFERSON, B.; JARVIS, P. Exploring the use of flow cytometry for understanding the efficacy of disinfection in chlorine contact tanks. *Water Research*, v. 217, n. 15, 118420, 2022.
- CHOW, A. T.; GAO, S.; DAHLGREN, R. A.; Physical and chemical fractionation of dissolved organic matter and trihalomethane precursors: a review. **Journal of Water Supply Research Technology-Aqua**, v. 54, p. 475-507, 2005.
- CUBILLOS, A. Calidad y Control de la Polucion del Agua. Mérida: CIDIAT/Centro Interamericano de Desarrollo Integral de Aguas y Tierras. (Mimeo.), Série Ambiente y Recursos Naturales Renovables, AR 14, 1981.
- COELHO, S.T.; LOUREIRO, D.; DÁLIA, A.H. Modelação e Análise de Sistemas de Abastecimento de Água. Manual, série IRAR-LNEC, edições IRAR, Lisboa, 2006.
- DE CASTRO, R.S.; CRUVINEL, V.R.N.; OLIVEIRA, J.L.M. Correlação entre qualidade da água e ocorrência de diarreia e hepatite A no Distrito Federal/Brasil. **Saúde Debate**, v. 43, n. 3, p. 8-19, 2019.
- DEGRÉMONT, 1979. Water Treatment Handbook. New York: John Wiley & Sons.



- DE OLIVEIRA, R.R.; ARAÚJO, A.L.C.; DUARTE, M.A.C. Estudo do potencial de formação de trihalometanos na lagoa de Extremoz (RN). **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 25, n. 2, p. 315-322, 2020.
- DI BERNARDO, L. Métodos e Técnicas de Tratamento de Água. 2. ed. São Carlos: RiMa, 2005.
- DION-FORTIER, A.; RODRIGUEZ, M. J.; SÉRODES, J.; PROULX, F. Impact of water stagnation in residential cold and hot water plumbing on concentrations of trihalomethanes and haloacetic acids. **Water Research**, v. 43, p. 3057-3066, 2009.
- DOLABELLA, G.B.; LIMA, M.M.C.L. Análise da influência de sistemas de aproveitamento de águas pluviais numa rede de abastecimento de água potável. O caso do Lago Norte, Brasília-DF-Brasil. **Revista Eletrônica de Gestão e Tecnologias Ambientais**, v. 9, n. 2, p. 205-225, 2021.
- FERREIRA FILHO, S.S.; SAKAGUTI, M. Comportamento cinético do cloro livre em meio aquoso e formação de subprodutos da desinfecção. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 13, n. 2, p. 198-206, 2008.
- FISHER, I.; KASTL, G.; SATHASIVAN, A. Evaluation of suitable chlorine bulk-decay models for water distribution systems. **Water Research**, v. 45, n. 16, 2011a.
- FISCHER, I.; KASTL, G.; KASTL, G.; ARUMUGAM SATHASIVAN, A.; JEGATHEESAN, V. Suitability of chlorine bulk decay models for planning and management of water distribution systems. **Critical Reviews in Environmental Science and Technology**, n. 41, p. 1843-1882, 2011b.
- GENARO, I.S.; ALMEIDA, F.M.; LOPES, F.D.T.Q.S.; KUNZLER, D.C.H.; TRIPODE, B.G.B.; KURDEJAK, A.; CORDEIRO, B.N.; PANDOLPHO, R.; MACCHIONE, M.; BRUGGEMANN, T.R.; VIEIRA, R.P.; MARTINS, M.A.; TIBÉRIO, I.F.L.C.; SARAIVA-ROMANHOLO, B.M. Low-dose chlorine exposure impairs lung function, inflammation and oxidative stress in mice. **Lice Sciences**, v. 267, p. 118912, 2021.
- GILCA, A.F.; TEODOSIU, C.; FIORE, S.; MUSTERET, C.P. Emerging disinfection byproducts: A review on their occurrence and control in drinking water treatment processes. **Chemosphere**, v. 259, 127476, 2020.
- GUAY, C.; RODRIGUEZ, M.; SÉRODES, J. Using ozonation and chloramination to reduce the formation of trihalomethanes and haloacetic acids in drinking water. **Desalination**, v. 176, n. 1-3, p. 229-240, 2005.
- GUPTA, V.; SHEKHAWAT, S.S.; KULSHRESHTHA, N.M.; GUPTA, A.B. A systematic review on chlorine tolerance among bacteria and standardization of their assessment protocol in wastewater. **Water Science & Technology**, v. 86, n. 2, 2022.



- HELBLING, D.E.; VANBRIESEN, J.M. Free chlorine demand and cell survival of microbial suspensions. **Water Research**, v. 41, n. 19, p. 4424-4434, 2007.
- IARC (International Agency for Research on Cancer). Overall evaluations of carcinogenicity to humans-List of all agents, mixtures and exposures evaluated to date. WHO: 2009.
- KIM, H.; KIM, S.; KOOB, J. Prediction of chlorine concentration in various hydraulic conditions for a pilot scale water distribution system. **Procedia Engineering**, v. 70, p. 934-942, 2014.
- KOHPAEI, A.J.; SATHASIVAN, A. Chlorine decay prediction in bulk water using the parallel second order model: an analytical solution development. **Chemical Engineering Journal**, v. 171, n.1, p. 232-241, 2011.
- LAUBUSCH, E.J. Chlorination and Other Disinfection Processes. In: Water Quality and Treatment: A Handbook of Public Water Supplies (American Water Works Association), New York: McGraw-Hill Book Company, 1971, pp. 158-224.
- LATIFOGLU, A. Formation of trihalomethanes by the disinfection of drinking water. **Indoor and Built Environment**, v. 12, n. 6, p. 413-417, 2003.
- LEE, S.C.; GUO, H.; LAM, S.M.J.; LAU, S.L.A. Multipathway risk assessment on disinfection by-products of drinking water in Hong Kong. **Environmental Research**, v. 94, p. 47-56, 2004.
- LI, T.; WANG, Z.; WANG, C.; HUANG, J.; ZHOU, M. Chlorination in the pandemic times: The current state of the art for monitoring chlorine residual in water and chlorine exposure in air. **Science of the Total Environment**, v. 838, p. 156193, 2022.
- MANGRICH, A.S.; DOUMER, E.U.; MALLMANN, A.S.; WOLF, C.R. Química verde no tratamento de águas: uso de coagulante derivado de tanino de *Acacia mearnsii*. **Revista Virtual de Química**, v. 6, n. 1, p. 2-15, 2014.
- MENEZES JUNIOR, M.Q.; ALVES SOUZA, C. Avaliação da formação de trihalometanos na água de abastecimento público da cidade de Cáceres (MT). **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 26, n. 5, p. 927-934, 2021.
- MEYER, S.T. O uso de cloro na desinfecção de águas, a formação de trihalometanos e os riscos potenciais à saúde pública. **Cadernos de Saúde Pública**, v. 10, n. 1, p. 99-110, 1994.
- MORRIS, R.D. Drinking water and cancer. **Environmental Health Perspectives**, 103 Suppl 8(Suppl 8), p. 225-231, 1995.
- NIKOLAOU, A.D.; KOSTOPOULOU, M.N.; LEKKAS, T.D. Organic by-products of drinking water chlorination. **Global Nest Journal**, v. 1, n. 3, p. 143-156, 1999.



- NOLL, R.; OLIVEIRA, I.L.; PESCADOR, J. Avaliação de dois métodos concorrentes usado na determinação do cloro em água tratada. In: Congresso Interamericano de Engenharia Sanitária e Ambiental, Porto Alegre. Anais, 27, 5p., 2000.
- OLADOJA, N.A.; SALIU, T.D.; OLOLADE, I.A.; ANTÔNIO, E.T.; BELLO, G.A. Uma nova opção verde indígena para remoção de turbidez de sistemas aquosos. **Tecnologia de Separação e Purificação**, v. 186, p. 166-174, 2017.
- PÁDUA, V.L.; AZEVEDO, S.M.F.O.; FERREIRA, A.C.S.; VIEIRA, F.M.A.C.; AVELINO, F.F.; BRAGA, F.M.G.; LEMOS, L.; SALES, M.V.; DE ANDRADE, M.I.R.; JIMENEZ, P.C.; DE ARAÚJO, J.C.; FREIRE, R.E.; AMORIM, R.N. Potenciais Fatores de Risco à Saúde Decorrentes da Presença de Subprodutos de Cloração na Água Utilizada para Consumo Humano. Brasília: Funasa (FUNDAÇÃO NACIONAL DE SAÚDE), 2007, 127 p.
- PAIXÃO, R.M.; SILVA, L.H.B.R.; ANDREOLA, R. A cloração e a formação de trihalometanos. **Iniciação Científica Cesumar**, v. 16, n. 2, p. 191-198, 2014.
- PASCHOALATO, C.F.P.R.; TRIMAILOVAS, M.R.; DI BERNARDO, L. Formação de subprodutos orgânicos halogenados nas operações de pré-oxidação com cloro, ozônio e peroxônio e pós cloração em água contendo substância húmica. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 13, n. 3, p. 313-322, 2008.
- PIMENTA, V.M.S.D.; NEPOMUCENO, J.C.; PAVANIN, L.A. Genotoxicity of water from the Paraguay river near Caceres-MT, Brazil in the drosophila wingspot test. **Environmental and Molecular Mutagenesis**, v. 49, n. 6, p. 458-466, 2008.
- RACHMADI, A.T.; KITAJIMA, M.; KATO, T.; KATO, H.; OKABE, S.; SANO, D. Required chlorination doses to fulfill the credit value for disinfection of enteric viruses in water: a critical review. **Environmental Science & Technology**, v. 54, n. 4, p. 2068-2077, 2020.
- RICHARDSON, S.D.; PLEWA, M.J.; WAGNER, E.D.; SCHOENY, R.; DE MARINI, D.M. Occurrence, genotoxicity, and carcinogenicity of regulated and emerging disinfection by-products in drinking water: A review and roadmap for research. **Mutation Research/Reviews in Mutation Research**, v. 636, n. 1-3, p. 178-242, 2007.
- RODRIGUEZ, M.J.; SÉRODES, J.B.; LEVALLOIS, P.; PROULX, F. Chlorinated disinfection by-products in drinking water according to source, treatment, season, and distribution location. **Journal of Environmental Engineering and Science**, v. 6, n. 4, p. 355-365, 2007.
- RODRIGUEZ, M.J.; SÉRODES, J.B.; LEVALLOIS, P. Behavior of trihalomethanes and haloacetic acids in a drinking water distribution system. **Water Research**, v. 38, p. 4367-4382, 2004.



- ROOK, J.J. Formation of haloforms during chlorination of natural waters. **Water Treatment and Examination**, v. 23, p. 234-243, 1974.
- ROSALÉM, S.F.; AGRIZZI, A.D.; CARDOSO, M.C.M.C.; COELHO, E.R.C. Avaliação de trialometanos formados na etapa de pré-oxidação com cloro e permanganato de potássio em água de abastecimento. **Revista DAE**, n. 191, p. 54-59, 2013.
- ROSSIN, A.C., Desinfecção. In: Técnica de Abastecimento e Tratamento de Água (Tratamento de Água), v. 2, São Paulo: CETESB/ASCETESB, 1987.
- ROSSMAN, L.A.; CLARK, R.M.; GRAYMAN, W.M. Modeling chlorine residual in drinking-water distribution systems. **Journal of Environmental Engineering**, v. 120, n. 4, p. 803- 820, 1994.
- ROY, S.; MOSTELLER, K.; MOSTELLER, M.; WEBBER, K.; WEBBER, V.; WEBBER, S.; REID, L.; WALTERS, L.; EDWARDS, M.A. Citizen science chlorine surveillance during the flint, Michigan federal water emergency. **Water Research**, v. 201, p. 117304, 2021.
- SAAD, B.; WAI, W.T.; JAB, S.; NGAH, W.S.W.; SALEH, M.I.; SLATER, J.M. Development of flow injection spectrophotometric methods for the determination of free available chlorine and total available chlorine: comparative study. **Analytica Chimica Acta**, v. 537, n. 1-2, p. 197- 206, 2005.
- SABOE, D.; HRISTOVSKI, K.D.; BURGE, S.R.; BURGE, R.G.; TAYLOR, E.; HOFFMAN, D.A. Measurement of free chlorine levels in water using potentiometric responses of biofilms and applications for monitoring and managing the quality of potable water. **Science of the Total Environment**, v. 20, n. 766, 144424, 2021.
- SANCHES, S.M.; MUNIZ, J. M.; PASSOS, C.; VIEIRA, E.M. Chemical and microbiological analysis of public school water in Uberaba Municipality. **Ambiente & Água-An Interdisciplinary Journal of Applied Science**, v. 10, n. 3, p. 530-541, 2015.
- SANTOS, M.S.; MARTENDAL, E.; CARASEK, E. Determination of THMs in soft drink by solid-phase microextraction and gas chromatography. **Food Chemistry**, v. 127, n. 1, p. 290-295, 2011.
- SILVEIRA, J.R.; DE SOUZA, V.M.; FRAYNE CUBA, R.M.; CUBA TERAN, F.J. Influência da pré-cloração na clarificação de águas para abastecimento utilizando coagulante à base de tanino. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 26, n. 6, p. 1025-1032, 2021.
- SKORONSKI, E.; NIERO, B.; FERNANDES, M.; ALVES, M.V.; TREVISAN, V. Estudo da aplicação de tanino no tratamento de água para abastecimento captado no rio Tubarão, na cidade de Tubarão, SC. **Ambiente & Água**, v. 9, n. 4, 2014.



SOARES, S.S.; ARRUDA, P.N.; LOBÓN, G.S.; SCALIZE, P.S. Avaliação de métodos para determinação de cloro residual livre em águas de abastecimento público. **Semina: Ciências Exatas e Tecnológicas**, v. 37, n. 1, p. 119-130, 2016.

SRIBOONNAK, S.; INDUVESA, P.; WATTANACHIRA, S.; PHARKPHUM RAKRUAM, P.; SIYASUKH, A.; PUMAS, C.; WONGRUENG, A.; KHAN, E. Trihalomethanes in water supply system and water distribution networks. **International Journal of Environmental Research and Public Health**. v. 27, n. 18(17), p. 9066, 2021.

THAKUR, S.S.; CHOUBEY, S. Uso de coagulantes naturais à base de tanino para tratamento de água: uma alternativa aos produtos químicos inorgânicos. **Jornal Internacional de Pesquisa ChemTech**, v. 6, n. 7, p. 3628-3634, 2014.

TOMINAGA, M.Y.; MIDIO, A.F. Exposição humana a trihalometanos presentes em água tratada. **Revista de Saúde Pública**, v. 33, n. 4, p. 413-421, 1999.

USEPA (United States Environmental Protection Agency). U.S. Environmental Protection Agency. EPA-815/R-99-014: Guidance manual alternative disinfectants and oxidants. EPA-815/R-99-014. Washington: USEPA, 1999.

USEPA (United States Environmental Protection Agency). National Primary Drinking Water Regulations: Disinfectants and Disinfection Byproducts: USEPA, RIN 2040-AB82, 1998.

VAN BREMEM, J. Water Quality. International Course in Sanitary Engineering. Delft:IHE/International Institute for Infrastructural, Hydraulic and Environmental Engineering. (Mimeo.), 1984.

WESTERHOFF, P.; CHAO, P.; MASH, H. Reactivity of natural organic matter with aqueous chlorine and bromine. **Water Research**, v. 38, n. 6, p. 1502-1513, 2004.

WHO (WORLD HEALTH ORGANIZATION). Guidelines for drinking-water quality. 4. ed. Genebra: WHO, 2011.

WHO (WORLD HEALTH ORGANIZATION). Guidelines for drinkingwater quality incorporating 1st and 2nd addenda: recommendations. Genebra: WHO, 2008.

WHO (WORLD HEALTH ORGANIZATION). Environmental health criteria 216: disinfectants and disinfectant by-products. Genebra: WHO, 2000.

WILDE, E.W. Comparison of three methods for measuring residual chlorine. **Water Research**, v. 25, n. 10, p. 1303-1305, 1991.

YE, T.; XU, B.; WANG, Z.; ZHANG, T-Y.; HU, C-Y.; LIN, L.; XIA, S-J.; GAO, N-Y. Comparison of iodinated trihalomethanes formation during aqueous chlor(am)ination of different iodinated X-ray contrast media compounds in the presence of natural organic matter. **Water Research**, v. 66, p. 390-398, 2014.

ZHOU, M.; LI, T.; ZU, M.; ZHANG, S.; LIU, Y.; ZHAO, H. Membrane-based colorimetric flow-injection system for online free chlorine monitoring in drinking water. **Sensors and Actuators: B. Chemical**. v. 327, n. 1, 2021.

ZHOU, X.; ZHENG, L.; CHEN, S.; DU, H.; RAPHAEL, B.M.G.; SONG, Q.; WU, F.; CHEN, J.; LIN, H.; HONG, H. Factors influencing DBPs occurrence in tap water of Jinhua Region in Zhejiang Province, China. **Ecotoxicology Environmental Safety**, v. 171, p. 813-822, 2019.

ÁGUA POTÁVEL CONTAMINADA COM MICRORGANISMOS: RISCOS À SAÚDE E MÉTODOS DE PURIFICAÇÃO

DRINKING WATER CONTAMINATED WITH MICROORGANISMS: HEALTH RISKS AND PURIFICATION METHODS

DOI: 10.51859/AMPLA.APP2385-6

Francisco Leandro Medeiros de Lucena Jales ¹

Ediran Ericles Pontes dos Anjos ²

Rosildo da Silva ³

Ionne Martins Soares Dantas ⁴

Maria Aparecida Medeiros Maciel ^{*5,6}

¹ Mestre em Ciências Farmacêuticas. Universidade Federal do Rio Grande do Norte - UFRN

² Graduando do Curso de Farmácia. Universidade Potiguar - UnP

³ Doutorando em Biotecnologia. Universidade Potiguar - UnP

⁴ Graduação em Biomedicina. Faculdade de Saúde, Ciências Humanas e Tecnológicas do Piauí - NOVAFAP

⁵ Professor/Pesquisador do Programa de Pós-graduação em Biotecnologia, Universidade Potiguar - UnP

⁶ Professor/Pesquisador do Programa de Pós-graduação em Biotecnologia (RENORBIO) - UFRN

RESUMO

O aquecimento global, juntamente com o crescimento industrial e populacional impactam cada vez mais na qualidade das águas potáveis, e promovem a proliferação de microrganismos patogênicos (bactérias, fungos, vírus, leveduras e protozoários), que além de causarem doenças em humanos, interferem significativamente nos processos de desinfecção. Nos países em desenvolvimento ou subdesenvolvidos, a disseminação de doenças associadas à veiculação hídrica tem origem microbiológica, com consequências diretamente correlacionadas com diversas deficiências como sanitárias, alta densidade populacional, e a falta de tratamentos e monitoramentos adequados da água de abastecimento, dentre outras. A principal patologia relacionada a essa contaminação, são as gastroenterites, que se caracterizam por apresentar os sintomas de diarreia e vômito, notadamente importantes em crianças, idosos e indivíduos imunossuprimidos. No presente trabalho com base em pesquisa literária realizada nas plataformas PubMed, Scielo, Science Direct e Google Acadêmico, objetivou-se abordar de forma geral, as

possibilidades de contaminações hídricas com ênfase nos organismos patogênicos, bem como riscos à saúde humana. Neste contexto, destacam-se alguns exemplos acerca do desenvolvimento tecnológico que possibilitam a desinfecção de água potável.

Palavras-Chaves: Água potável. Organismos patogênicos. Risco à saúde humana. Tratamentos de desinfecção.

ABSTRACT

The global warming, as well the industrial and population growth increasingly impact the quality of drinking waters, stimulating the presence of pathogenic microorganisms such as bacteria, fungus, viruses, yeasts and protozoa, which in high levels cause diseases in humans, and significantly interfere in the water disinfection processes. In developing or underdeveloped countries, the spread of diseases associated with drinking water has microbiological origin, and the consequences are directly correlated with several deficiencies such as sanitary, high population density, and the lack of adequate treatments and also

monitoring of drinking water supply, among others. The main pathology related to this contamination type are gastroenteritis, which are characterized by presenting the symptoms of diarrhea and vomiting, notified in children, elderly and immunosuppressed individuals. In this present work, based on literary research conducted on PubMed, Scielo, Science Direct and Google Academic platforms, the aimed was to cover water contamination focusing on

pathogenic organisms, as well as the risks to human health. Additionally, some examples about technological development that enable the disinfection of drinking water are herein presented.

Keywords: Drinking water. Pathogenic organisms. Risk to human health. Disinfection treatments.

1. INTRODUÇÃO

Estima-se que apenas 2,5% dos recursos hídricos do planeta são de água doce, dos quais 1,9% está localizada em calotas polares e geleiras inacessíveis ao uso humanos, e 0,77% é considerado acessível para consumo humano, mediante comprovação sanitária que reduz ainda mais a viabilidade de uso (CETESB, 2022; OKI; KANAE, 2006; POSTEL et al., 1996).

Segundo a Organização Mundial da Saúde (OMS) 80% de todas as doenças que se alastram nos países do Terceiro Mundo estão relacionadas à água. Portanto, o acesso à água potável isenta de poluição química e biológica é um dos grandes desafios da humanidade, em função da quantidade restrita de água doce e também das contaminações química e microbiológica (GLEICK; PALANIAPPAN, 2010; HOLLAND et al., 2015; UNICEF; WHO, 2019). A estas questões estão vinculadas 485.000 mortes/ano (PRÜSS-USTÜN et al., 2014).

Historicamente, desde 1800 utiliza-se a filtração lenta à base de areia para purificação de água potável. Os métodos modernos envolvem filtração de água oxida ou oxigenada através de meios granulares, como areia, carvão ativo granular ou antracito e pode incluir ainda a filtração lenta de areia, filtração rápida (gravidade ou pressurizada). A filtração biológica é utilizada para a remoção de compostos inorgânicos ou compostos matéria orgânica natural, bem como poluentes orgânicos, como pesticidas e farmacêuticos. Biofilmes baseados em membranas também são utilizados (FOWLER et al., 2017). No entanto, o cloro, utilizado em várias formas químicas é o desinfetante mais comumente empregado nas Estações de Tratamento de Água (ETAs), devido ser eficaz como agente antimicrobiano, ter baixo custo e ser viável em aplicação em larga escala (GIL et al., 2015; PÁDUA et al., 2017).

A Portaria Nº 2914/2011 do Ministério da Saúde do Brasil define como obrigatório a manutenção de 0,2 a 2 mg L⁻¹ de cloro residual livre, ao longo do sistema de distribuição de água tratada (BRASIL, 2011). A principal função da desinfecção é controlar os índices de microrganismos e garantir que a água tratada seja segura para consumo humano, evitando-se a proliferação de espécies patogênicas (vírus, fungos e bactérias) ao longo do sistema de distribuição da água (ÁVILA et al., 2020; DI CRISTO et al., 2013; HODGSON, 2000; LI et al., 2022; PEDATI et al., 2017).

A fundamentação teórica do presente trabalho de divulgação aborda de forma abrangente, a presença de microrganismos patogênicos em água potável, os riscos à saúde humana por contaminação e métodos de tratamentos aplicados na desinfecção.

2. METODOLOGIA

A pesquisa bibliográfica foi realizada pelas bases de dados PubMed, Scielo, Science Direct e Google Acadêmico, em que foram selecionadas descrições detalhadas sobre o tema. Os descritores utilizados foram: contaminação de águas potáveis com organismos patogênicos; riscos à saúde humana; mecanismos inovadores de tratamentos. Um total de 90 artigos foram avaliados, dentre os quais 69 foram escolhidos em função das abordagens voltadas para o tema proposto.

3. RESULTADOS

As doenças de veiculação hídrica estão amplamente relacionadas a deficiências de saneamento básico, sistema de abastecimento de água tratada, e a alta densidade populacional. Além disso, tem destaque as condições habitacionais que remetem as invasões desordenadas, ao destino inadequado de dejetos, e a higiene pessoal inadequada, que favorecem a proliferação microbiológica e ampla disseminação de doenças que têm origem microbiológica (ANA, 2022; BRASIL, 2017; 2014; 2010; 2008; 1993; NEVES, 1988).

A compreensão das doenças de veiculação hídrica data do início da civilização, tendo sido identificado e classificado os agentes patogênicos responsáveis pela febre tifoide (em 1880), cólera (em 1884), disenteria (1898) e febre paratifoide (1900) (CAIRNCROSS; FEACHEM, 1990).



A gastroenterite é a principal patologia relacionada a contaminação microbiológica e se caracteriza por diarreia e vômito, sendo amplamente evidenciada em crianças, idosos e indivíduos imunossuprimidos (WARTHA et al., 2016). As doenças gastrointestinais que provocam diarreia são as de maior frequência e são causadas por bactérias patogênicas como *Escherichia coli*, *Enterococcus faecalis*, *Salmonella typhi*, *Salmonella paratyphi* e *Vibrio cholerae*, comumente presentes em água não tratada. Estudos mais abrangentes destacam outros agentes etiológicos responsáveis pela ocorrência de disenteria amebiana (*Entamoeba histolytica*), disenteria bacilar (*Shigella dysenteriae*), giardíase (*Giardia lamblia*), hepatite infecciosa (Hepatite A e E), e ainda verminoses, como esquistossomose, ascaridíase, teníase, oxiurase e ancilostomíase (COHN et al., 1999; DANIEL et al., 2001; GONZÁLEZ et al., 2010; RACHMADI et al., 2020; VITAL et al., 2007).

As bactérias indicadoras de poluição fecal mais comuns são as pertencentes aos grupos dos coliformes totais e coliformes de origem fecal, com destaque para *Escherichia coli* (PEDATI et al., 2017). A espécie *E. coli* é considerada o principal patógeno contaminante de alimentos e água potável, sendo amplamente encontrada no trato intestinal de animais de sangue quente, incluindo humanos, tendo surtos e diversas doenças associadas que podem resultar em elevados índices de morbidade e mortalidade. Esta bactéria é geralmente considerada como indicadora direta ou indireta de contaminação fecal e a possível presença de patógenos entéricos. A contaminação fecal em riachos, rios e lagos pode levar à degradação da qualidade da água que pode se tornar imprópria para uso humano (ANA, 2022; RANJBAR et al., 2016).

Nesta perspectiva, destacando um exemplo internacional, a Academia Nacional de Ciências dos estados Unidos reportou em 1977, infecções patogênicas em níveis muito elevados, tendo sido correlacionado com o sistema imunológico de cada indivíduo e o tempo de exposição microbiológica (DEZUANE, 1977).

Pesquisa desenvolvida pela Organização Mundial de Saúde no período 1986 a 1996 objetivando avaliar a prevalência de doenças de veiculação hídrica, em 26 países da Europa, resultou no levantamento de 778 surtos, dos quais 70% foi adequadamente associado a agente etiológico, com destaque para bactérias *Shigella dysenteriae*, *Escherichia coli*, e *Salmonella typhi*, bem como protozoários em 7% dos casos (KRAMER et al., 1994).



Recentemente, Roy et al. (2021) após exposição de dois surtos mortais da doença do legionário durante a crise da água (2014/2015), realizaram em Michigan/EUA o monitoramento de cloro residual livre (CRL) na água de abastecimento. O projeto foi desenvolvido com a participação de empresas, centros comunitários, estações de bombeamento e bombeiros, que receberam capacitação objetivando a combinação de esforços entre pesquisadores e população para melhoria do controle da qualidade da água de consumo humano. As medições de CRL foram realizadas com um colorimétrico digital em tempo real pelos cidadãos treinados, tendo sido analisadas amostras coletadas em 30 estações oficiais de distribuição da água. Comparação dos dados obtidos com os dados de relatórios mensais de qualidade da água arquivados no site de Michigan, mostrou valores mais baixos de CRL e as discrepâncias foram relacionadas com a variação de temperatura nos encanamentos. Em uma esfera abrangente, os pesquisadores concluíram que em casos extremos de escassez de água de abastecimento pode ocorrer pneumonia causada pela bactéria *Legionella pneumophyla* e outros tipos de *Legionella*.

Ainda correlacionado com crise hídrica, destaca-se que no México em Guadalajara, situada em uma região onde a principal fonte de água vem do Lago Chapala, que fornece cerca de 60% da água consumida, desenvolveu-se a prática de acomodar água em cisternas e tanques abastecidos por este lago. A importância da pesquisa tem vínculo com a limitação de análises da qualidade da água de abastecimento público, que é controlada pelo Sistema Intermunicipal de los Servicios de Agua Potable y Alcantarillado (SIAPA). As amostras foram coletas em julho de 2018 durante a estação das chuvas que beneficiam o abastecimento das reservas naturais: Lago da Chapala, Poços e Reuo Calderón. As coletas foram obtidas diretamente de torneiras de residências abastecidas por cisternas ou tanques. O estudo foi dividido em duas etapas, na primeira realizou-se análises biológicas, químicas e físicas para monitoramento de contaminações; a segunda consta de esclarecimento ao público consumidor sobre a qualidade da água consumida. Os resultados mostraram que metade dos tanques testou positivo para bactérias coliformes totais, e foi negativo para *Escherichia coli*, tendo sido notificado para a comunidade que os reservatórios (cisternas e tanques) estavam contaminados com bactérias coliformes e/ou resíduo de cloro acima das normas regulatórias (RUBINO et al., 2019).

Neste cenário é importante destacar que o acúmulo de matéria orgânica natural (MON) na água provoca eutrofização que encurta a vida útil da zona úmida em função de causar o aumento de biomassas vegetal e animal, da turbidez e sedimentação. Associados aos efeitos da eutrofização constam na água potável alterações de sabor e odor inaceitáveis (SCHOLZ et al., 2016; WHO et al., 2019). Do ponto de vista físico, as impurezas, em sua maior parte, correspondem aos sólidos presentes na água em suspensão, dissolvidos, ou como material coloidal. Portanto, com exceção dos gases dissolvidos, a contaminação hídrica corresponde efetivamente a presença de matéria sólida e/ou líquida interferente, como resultado da atividade humana (BAZZOLI, 2017; ROSA FILHO et al., 1998).

A poluição por sua vez, corresponde aos níveis de contaminantes sólidas, líquidos e gases dissolvidos que causam danos à saúde humana. Portanto, na avaliação da qualidade hídrica, as impurezas são retratadas em função das suas características física, química e biológica (ANA, 2021; BAZZOLI, 2017; VON SPERLING, 1996). Neste contexto, o oxigênio dissolvido tem destaque significativo, já que auxilia na decomposição de matéria orgânica, sendo, portanto, o principal parâmetro de caracterização de poluição causada por contaminantes orgânicos. Outros parâmetros avaliativos consistem na detecção de: **i)** excesso de nitrogênio que aumenta o consumo de oxigênio dissolvido e favorece o crescimento microbiológico (este fenômeno é conhecido como eutrofização); e **ii)** sólidos em suspensão, provenientes de despejos sanitários ou industriais, que é monitorado via detecção de índices de fósforo (ANA, 2021; REBOUÇAS, 2002; ROSA FILHO et al., 1998; ZHAO et al., 2018).

Com relação ao monitoramento de interferentes MON via quantificação de nitrato (NO_3^-), os índices remetem ao processo de nitrificação em meio aquoso que ocorre mediante ação de bactérias aeróbias (ZHENG et al., 2018). Como a formação de NO_3^- corresponde ao último estágio da oxidação do nitrogênio e resulta da ação de nitrobactérias quimiossintetizantes o monitoramento sequencial de espécies nitrogenadas como nitrito (NO_2^-) e nitrato (NO_3^-) indicará se a matéria orgânica se encontra decomposta (MA et al., 2019; REZAEI, et al., 2010; SHRIMALI; SINGH, 2016).

Índices elevados de nitrogênio nitroso (NO_2^-) e nitrogênio nítrico (NO_3^-) em água potável, indica a ocorrência de processos biológicos ativos influenciados por poluição MON que resulta de decomposição biológica, devido à ação de microrganismos sobre o

nitrogênio amoniacal (FEITOSA, 1999; JIA et al., 2017). Especificamente, a transformação de moléculas de aminoácidos em nitrogênio amoniacal (NH_3) e depois em amônia (NH_4^+), indica que a água foi contaminada com excretas, com consequente processo de oxidação, em que sequencialmente mediante ação de nitrobactérias ocorrerá a produção de espécies de nitrogênio nitroso e nítrico (HOCAOGLU et al., 2016; MOORCROFT et al., 2001; ZHENG et al., 2018).

Espécies tóxicas como nitrosaminas e nitrosamidas indicam que houve reação de nitrosaminação entre o nitrito e aminas ou amidas. O pH favorável para esta produção está na faixa 2,5 a 3,5, que é semelhante à encontrada no estômago humano após a ingestão de alimentos. Portanto, a ingestão de água contaminada com nitrato (NO_3^-) favorece a formação de nitrosaminas e nitrosamidas que por sua vez, estão relacionadas com o aparecimento de tumores em animais de laboratório (BAIRD; CANN, 2011; HOCAOGLU et al., 2016; MIGLIORINI, 2002; MOORCROFT et al., 2001; RADEMACHER et al., 1992).

A desinfecção com cloro além de reduzir, inativar ou eliminar microrganismos, também eliminam MON. No entanto, gera subprodutos que causam riscos toxicológicos. Os subprodutos da desinfecção da água com espécies cloradas constam principalmente de trihalometanos/THMs (CHCl_3 , CHCl_2Br , CHClBr_2 e CHBr_3), ácidos haloacéticos, haloacetonas e haloaldeídos. Apesar dos subprodutos derivativos do cloro estarem associados a problemas mutagênicos e muitas outras patologias (incluindo câncer), o controle é complexo. Portanto, não são devidamente monitorados nas ETAs (CHOWDHURY, 2013; CLAYTON et al., 2019; MALLIAROU et al., 2005; NIKOLAOU et al., 2002).

4. TRATAMENTOS ALTERNATIVOS PARA ELIMINAÇÃO DE PATÓGENOS HÍDRICOS

Tecnologias envolvendo alternativas ecológicas estão sendo viabilizadas para recuperação de águas contaminadas que poderão ser adaptadas para distribuição urbana e para irrigação. Dentre as quais se destacam ozônio, ultravioleta, eletrólise, filtrações diferenciadas com uso de agentes químicos ou microbiológicos. Neste cenário, encontram-se soluções comercialmente disponíveis contendo de hipoclorito de sódio,

hipoclorito de cálcio, com propostas de uso de luz UV-C, desinfecção eletroquímica, ultrassom, bem como uso de tecnologia verde baseada nos fenômenos de cavitação e sonólise. Sonólise refere-se à formação de radicais induzidos por bolhas de cavitação durante o processo de ultrassom. Como vantagens as propostas de desinfecção compreendem oxidação de produtos químicos (orgânicos e inorgânicos), juntamente com termólise, degradação por cisalhamento e processos de transferência de massa (DANIEL et al., 2001; BENNETT, 2008; SILVA, 2015).

Neste contexto, é importante destacar que a radiação ultravioleta utilizada para inativar microrganismos presente em água é composta por lâmpadas de vapor de mercúrio ionizado, de baixa e média pressão (como as lâmpadas fluorescentes), com variação de potência. Portanto, se utiliza energia elétrica a fim de se gerar radiação para inativação ou eliminação de espécies patogênicas. O comprimento de onda bactericida corresponde a faixa do UV-C, em que a faixa 254 nm a 285 nm é considerada germicida ótimo para inativação de microrganismos (BOLTON, 1999; HARM, 1980).

Destacando um exemplo, o potencial de desinfecção de um dispositivo simples como uma garrafa de água portátil contendo um único LED UV-C (luz ultravioleta C) foi avaliado na desinfecção de água. O sistema denominado Purgaty One (garrafa + tampa) foi aplicado na inativação de bactérias em um ambiente estático de desinfecção de água acondicionada em 2(duas) garrafas de aço inoxidável (650 mL e 500 mL), alcançou eficiência de inativação superior a 99,99% contra *E. coli* ATCC 29425 após um ciclo de tratamento pré-definido de purga (cap) de 55s, incluindo um LED Klaran UV-C com um comprimento de onda de pico de 268,5 nm. O sistema Purgaty One também mostrou resultado quantitativo (99,90%) contra *P. aeruginosa* ATCC 15442 e *V. cholerae* ATCC 25872, e foi capaz de bloquear a poluição heterotrófica com redução significativa (99,90%), mesmo após 3 dias de água estagnada nas garrafas (sem exposição prévia aos UV-C). Estes resultados mostram que o método LED UV-C aumenta o desempenho de desinfecção e pode ser útil em situações de emergências tais como: atividades ao ar livre como escalada de montanha, uso durante o trabalho em áreas remotas, para uso por consumidores domésticos quando há dúvida sobre a origem e qualidade da água, ou ainda por questões naturais de inundações mediante escassez de água potável (MARIITA et al., 2021).



Clayton et al. (2021) investigaram as atividades quantitativas antibacterianas e antibiofilme de três desinfetantes à base de cloro (OCl^- e HOCl) e soluções eletroquimicamente ativadas (ECAS) contra bactérias planctônicas e sésseis (biofilme). Os resultados mostraram que OCl^- foi menos eficaz nas populações bacterianas. O cloro na forma HOCl foi considerado o mais eficaz na redução (desinfecção) das populações bacterianas e o processo ECAS foi o mais eficaz na redução da densidade de bactérias estabelecidas (biofilme). Portanto, fica evidente que o uso de HOCl ou ECAS não apenas reduz efetivamente a carga microbiana nas redes de tratamento de água, como ajuda a gerenciar a formação de biofilme microbiológico.

Westphalen et al. (2016) utilizaram carvão ativado granular como matriz adsorvente de contaminantes orgânicos hidrofóbicos presentes na água em baixas concentrações, que causam gosto e odor. O processo foi denominado CAB (carvão ativado biologicamente ativo) e mostrou ser eficaz na remoção de contaminantes da água.

Lima et al. (2017) avaliaram a contaminação microbiológica do Lago do Limão localizado em uma comunidade ribeirinha em Iranduba/AM. Os autores avaliaram a presença de fungos e o perfil de patogenicidade dos fungos isolados, em águas coletadas em 100 casas da comunidade. Após coleta, as águas foram submetidas a processos de filtração a vácuo, e na sequência foram acondicionadas em placa de Petri contendo meio Ágar Saboraund suplementado com 0,5% de cloranfenicol. O material foi incubado por sete dias em estufa (28°C) para avaliação da diversidade fúngica, isolamento, purificação e identificação fúngica. Análises de identificação clássica e genética foram realizadas para os parâmetros de patogenicidade. Os resultados mostraram a presença de oito gêneros de contaminantes fúngicos, dentre os quais destacam-se os isolados *Aspergillus* spp (41,6%), *Penicillium* spp (19,8%) e *Trichoderma* spp (27,7%). Quanto a patogenicidade, 95% das amostras apresentaram positividade à 37°C , com 66,3% em meio Ágar Christensen e 58,4% no teste de proteases.

Luz et al. (2017) avaliaram amostras de água coletadas no Aquífero Guarani, via parâmetros microbiológicos previstos na Portaria 2914/2011 para coliformes totais e *Escherichia coli* e detecção de adenovírus, enterovírus e rotavírus. Este aquífero, localizado no Rio Grande do Sul, é tido como a principal reserva de água doce da América do Sul, e também é fonte de irrigação para o cultivo de hortaliças na cidade Ivoti (RS).



Entre fevereiro e abril de 2011, foram coletadas 27 amostras de água (100 mL e 500 mL) de pontos diferentes (poços artesanais, cavados e fontes). Das 27 amostras analisadas, 66,6% testaram positivas para coliformes totais e 25,9% para *Escherichia Coli*, 40,7% para adenovírus, 22,2% para rotavírus. Dentre os 17 poços que testaram positivo, 14 se destinam à consumo humano e apenas um é exclusivo de irrigação, e nenhuma das amostras analisadas positivou para enterovírus.

Samineni et al. (2022) realizaram uma série de experimentos de filtração padrão objetivando avaliar a eficácia de filtros de fibra funcionalizados com proteínas de sementes de *Moringa oleifera* para captura e remoção patógenos. Os experimentos foram realizados utilizando a bactéria *Escherichia coli* e vírus substitutos (bacteriófagos MS2). O vírus MS2 foi utilizado em virtude do seu amplo uso como substituto aos vírus entéricos humanos, como norovírus e rotavírus. Os resultados mostraram que os filtros funcionalizados foram altamente eficazes na remoção de patógenos, em diversas comparações realizadas, incluindo filtração com a areia.

5. CONSIDERAÇÕES FINAIS

A Portaria de Consolidação Nº 2914/2011 do Ministério da Saúde do Brasil, estabelece ações de vigilância, monitoramento e controle da qualidade da água para consumo humano, em que são considerados valores máximos permissíveis das características físico-químicas, microbiológicas e organolépticas da água para o consumo humano, estando de acordo com as exigências da Organização das Nações Unidas.

Em função das águas de abastecimento estarem sujeitas a contaminação microbiológica (bactérias, vírus, leveduras ou protozoários) oriundos de atividades humanas, o monitoramento da qualidade e potabilidade dos recursos hídricos deve ser frequentemente realizado. Como a concentração final de patogênicos por unidade de volume em um determinado corpo d'água pode ser bastante reduzido, sua detecção via análises laboratoriais torna-se um grande obstáculo, que pode ser superado através do estudo dos chamados organismos indicador de contaminação fecal, como e as bactérias do grupo coliforme, que aparecem em grande quantidade nas fezes humanas e podem atingir até 100 bilhões por dia.

Segundo a Organização Mundial da Saúde, as principais bactérias utilizadas como indicadores de poluição fecal nas águas são os coliformes totais, os coliformes fecais e os estreptococos fecais. As bactérias indicadoras de poluição fecal mais comuns são as pertencentes aos grupos dos coliformes totais e coliformes de origem fecal, com destaque para *Escherichia coli*. Com relação às doenças de veiculação hídrica, a predominância é de diarreia, que consiste em um sintoma intestinal que está correlacionado com as taxas de morbidade de países em desenvolvimento ou não desenvolvidos.

Em escala mundial encontram-se relatos sobre comunidades que não contam com serviço de abastecimento de água, portanto, tratamentos alternativos para eliminação de patógenos surgem como possibilidades eficazes de desinfecção de microrganismos, como forma de preservação da saúde. Além disso, as metodologias alternativas poderão ser implementadas em sistemas de água que exigem grandes quantidades de energia e recursos, em que se incluem a utilização de processos físico-químicos, tais como: coagulação e separação de sólidos, utilização de carvão ativado em pó, filtração em membranas, desinfecção usando produtos químicos com ação oxidante e desinfetante, uso de ozônio e/ou luz UV, dentre outros. Nesta perspectiva, o tratamento da água para seus diversos fins envolve o uso de técnicas que podem contribuir com as exigências de qualidade físico-química e microbiológica, principalmente para consumo humano. No entanto, os processos químicos de desinfecção com cloro, por exemplo, podem gerar reações secundárias com diversas substâncias existentes na água, levando à formação de subprodutos que podem ser nocivos à saúde humana, como os trihalometanos.

De acordo com a Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos (EPA, 2011), poluente é qualquer substância ou efeito, que degrade o meio ambiente e causa danos a qualquer bem potencialmente utilizável pelo homem. Portanto, os desafios mundiais enfrentados para a gestão dos recursos hídricos envolvem o reconhecimento das áreas de maior demanda, ação governamental contra contaminações desencadeadas pela ação humana, e estabelecimento de bases técnicas que permitam utilizar os recursos hídricos de forma segura e saudável.

REFERÊNCIAS

- ANA (Agência Nacional de Águas e Saneamento Básico). Plano Nacional de Segurança Hídrica (PNSH), 2019. Disponível em: <https://antigo.mdr.gov.br/images/stories/ArquivosSNSH-ArquivosPDF/PNSH>. Acesso: 30 de junho 2022.
- ANA (Agência Nacional de Águas e Saneamento Básico). Atlas Águas: Segurança Hídrica do Abastecimento urbano. https://metadados.snirh.gov.br/files/d77a2d01-0578-4c71-a57e-87f5c565aacf/ANA_ATLAS_Aguas_AbastecimentoUrbano2021.
- ÁVILA, F.G.; GONZALES, L.V.; GALABAY, M.C.; ORTEGA, H.G.; CÁRDENAS, L.A.; ARÉVALO, C.Z.; PINO, L.F.D. Considerations on water quality and the use of chlorine in times of SARS-CoV-2 (COVID-19) pandemic in the community. **Case Studies in Chemical and Environmental Engineering**, v. 2, p. 100049, 2020.
- BAZZOLI, N. O Uso da desinfecção no combate à cólera. Recife: FNS/Opas, 2017.
- BENNETT, A. Drinking water: pathogen removal from water - technologies and techniques. **Filtration and Separation**, v. 45, n. 10, p. 14-16, 2008.
- BOLTON, J.R. Light compendium: ultravioleta principles and applications. **EPA-Newsletter**, n. 66, p. 9-37, 1999.
- BRASIL (Ministério da Saúde. Secretaria de Vigilância em Saúde). Portaria de Consolidação Nº 05, de 28 de setembro de 2017. Dispõe sobre a consolidação das normas sobre as ações e os serviços de saúde do Sistema Único de Saúde (SUS). Diário Oficial da União, Brasília, 2017.
- BRASIL (Ministério da Saúde. Secretaria de Vigilância em Saúde). Guia de Vigilância em Saúde. Brasília, 2014.
- BRASIL (Ministério da Saúde. Secretaria de Vigilância em Saúde). Capacitação em Monitorização das Doenças Diarreicas Agudas: Manual do Monitor. Brasília, 2010.
- BRASIL (Ministério da Saúde. Secretaria de Vigilância em Saúde). Portaria Nº 2914. Estabelece os procedimentos e responsabilidades relativas ao controle e vigilância da qualidade da água para o consumo humano e seu padrão de potabilidade e dá outras providências. Brasília, 12 de dezembro de 2011.
- BRASIL (Ministério da Saúde. Secretaria de Vigilância em Saúde). Manual integrado de Febre Tifoide. Brasília, 2008.
- BRASIL (Ministério da Saúde. Secretaria de Vigilância em Saúde). Centro Nacional de Epidemiologia. Coordenação de Doenças Entéricas. Manual de Cólera: Subsídios para a Vigilância Epidemiológica. 2. ed. Brasília, 1993.



- CAIRNCROSS, S.; FEACHEM, R.G. Environmental Health Engineering in the Tropics: An Introductory Text. 4 ed. Chichester, John Wiley & Sons, 1990, 283 p.
- CHOWDHURY, S. Trihalomethanes in drinking water: effect of natural organic matter distribution. **Water SA**, v. 39, n. 1, p. 1-8, 2013.
- CLAYTON, G.E.; THORN, R.M.S.; REYNOLDS, D.M. Comparison of trihalomethane formation using chlorine-based disinfectants within a model system; Applications within point-of-use drinking water treatment. **Frontiers in Environmental Science**, v. 7, p. 1-13, 2019.
- CLAYTON, G.E.; THORN, R.M.S.; REYNOLDS, D.M. The efficacy of chlorine-based disinfectants against planktonic and biofilm bacteria for decentralized point-of-use drinking water. **NPJ Clean Water**, v. 4, n. 1, 2021.
- COHN, P.D.; COX, M.; BERGER, P.S. Health and Aesthetic Aspects of Water Quality. In: Water Quality and Treatment. 5a. ed., USA, McGraw-Hill Inc., 1999.
- DANIEL, L.A. (coordenador). Processos de Desinfecção e Desinfetantes Alternativos na Produção de Água Potável. São Carlos. ABES, Prosab 2, 2001, 139 p.
- DEZUANE, J. Microbiological Parameters. In: Drinking Water Quality. USA, John Wiley & Sons, Inc., 1977, 575 p.
- DI CRISTO, C.; ESPOSITO, G.; LEOPARDI, A. Modelling trihalomethane formation in water supply systems. **Environmental Technology (United Kingdom)**, v. 34, n. 1, p. 61-70, 2013.
- EPA (Environmental Protection Agency). USA: Office of Water groundwater drinking Water, 2011.
- FEITOSA, E.C. Pesquisa de águas subterrâneas: hidrologia - conceitos e aplicações. Fortaleza: REFO/CPRM, 1999.
- FOWLER, S.J.; SMETS, B.F. Microbial biotechnologies for potable water production. **Microbial Biotechnology**, v. 10, n. 5, p. 1094-1097, 2017.
- GIL, M.I. Potential of electrolyzed water as an alternative disinfectant agent in the fresh-cut industry. **Food and Bioprocess Technology**, v. 8, n. 6, p. 1336-1348, 2015.
- GLEICK, P.H.; PALANIAPPAN, M. Peak water limits to freshwater withdrawal and use. **Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America**, v. 107, n. 25, p. 11155-11162, 2010.
- GONZÁLEZ, M.A.; AGUDELO, L.; BETANCUR-GALVIS, L. Synthesis and antiviral activity of scopadulane-rearranged diterpenes. **Antiviral Research**, v. 85, n. 3, p. 562-565, 2010.



- HARM, W. Biological Effects of Ultraviolet Radiation. New York, Cambridge University Press, 1980, 216 p.
- HOCAOGLU, S.M.; INSEL, G.; COKGOR, E.U.; ORHON, D. Effect of low dissolved oxygen on simultaneous nitrification and denitrification in a membrane bioreactor treating black water. **Bioresource Technology**, p. 4333-4340, 2016.
- HODGSON, G.M. Book reviews. **Prometheus (United Kingdom)**, v. 18, n. 4, p. 2000, 2000.
- HOLLAND, R.A. Global impacts of energy demand on the freshwater resources of nations. **Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America**, v. 112, n. 48, p. E6707–E6716, 2015.
- JIA, W.; LIANG, S.; ZHANG, J.; NGO, H.H.; GUO, W.; YAN, Y.; ZOU, Y. Nitrous oxide emission in low-oxygen simultaneous nitrification and denitrification process: sources and mechanisms. **Bioresource Technology**, p. 444-451, 2017.
- KRAMER, M.H.; QUADE, G.; HARTEMANN, P.; EXNER, M. Waterborne diseases in Europe. **Journal American Water Works Association**, v. 93, n.1, p. 48-53, 2001.
- LI, T.; WANG, Z.; WANG, C.; HUANG, J.; ZHOU, M. Chlorination in the pandemic times: The current state of the art for monitoring chlorine residual in water and chlorine exposure in air. **Science of the Total Environment**, v. 838, p. 156193, 2022.
- LIMA, A.K.S.; RODRIGUES, J.R.; SOUZA, I.S.; RODRIGUES, J.C.; SOUZA, T.C.; MAIA, C.R.; FERNADES, O.C.C. Fungos isolados de água de consumo de uma comunidade ribeirinha do médio Rio Solimões, Amazonas-Brasil: potencial patogênico. **Revista Ambiente e Água**, v. 12, n. 6, p. 1017-1024, 2017.
- LUZ, R.B.; STAGGEMEIER, R.; FRATTA, L.X.S.; LONGO, L.; SCHUTZ, R.; SOLIMAN, M.C.; KLUGE, M.; FABRES, R.B.; SCHENKEL, G.C.; BRUNI, F.P.; FLECK, J.D.; PICOLI, S.U.; SPILKI, F.R. Contaminação viral e bacteriana em águas subterrâneas na porção aflorante do Aquífero Guaraní, município de Ivoti, RS. **Revista Ambiente e Água**, v. 12, n. 5, p. 871-880, 2017.
- MA, P.; LIU, S.; YU Q.; LI, X.; HAN, X. Sources and transformations of anthropogenic nitrogen in the highly disturbed Huai river basin, eastern China. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 26, n. 11; p. 11153-11169, 2019.
- MALLIAROU, E. Haloacetic acids in drinking water in the United Kingdom. **Water Research**, v. 39, n. 12, p. 2722-2730, 2005.
- MARIITA, R.M. Disinfection performance of a drinking water treatment system with a UV pulsedtype C LED Cap against waterborne pathogens and heterotrophic contaminants. **Frontiers in Microbiology**, v. 12, 2021.



- MIGLIORINI, R.B. Cemitérios contaminam o meio ambiente: um estudo de caso. Cuiabá: Editora da UFMT, 2002.
- MOHSENI-BANDPI, A; ELLIOTT, D.J; ZAZOULI, M.A. Biological nitrate removal processes from drinking water supply-a review. **Journal of Environmental Health Sciences & Engineering**, v. 11, p. 1-11, 2013.
- MOORCROFT, M.J.; DAVIS, J.; COMPTON, R.G. Detection and determination of nitrate and nitrite: a review. **Talanta**, v. 54, n. 5, p. 785-803, 2001.
- NEVES, D.P. Parasitologia Humana. 7ª ed., São Paulo, Atheneu, 1988, 462 p.
- NIKOLAOU, A.D.; GOLFINOPOULOS, S.K.; LEKKAS, T.D. Formation of organic by-products during chlorination of natural waters. **Journal of Environmental Monitoring**, v. 4, n. 6, p. 910–916, 2002.
- OKI, T.; KANAE, S. Global hydrological cycles, and world water resources. **Science**, v. 313, n. 5790, p. 1068-1072, 2006.
- PÁDUA, V.L.; AZEVEDO, S.M.F.O.; FERREIRA, A.C.S.; VIEIRA, F.M.A.C.; AVELINO, F.F.; BRAGA, F.M.G.; LEMOS, L.; SALES, M.V.; DE ANDRADE, M.I.R.; JIMENEZ, P.C.; DE ARAÚJO, J.C.; FREIRE, R.E.; AMORIM, R.N. Potenciais Fatores de Risco à Saúde Decorrentes da Presença de Subprodutos de Cloração na Água Utilizada para Consumo Humano. Brasília: Funasa (Fundação Nacional de Saúde), 2007, 127 p.
- PEDATI, C.; KOIRALA, S.; SAFRANEK, T.; BUSS, B.F.; CARLSON, A.V. *Campylobacteriosis* outbreak associated with contaminated municipal water supply - Nebraska. **Morbidity and Mortality Weekly Report**, 2017.
- POSTEL, S.L.; DAILY, G.C.; EHRLICH, P.R. Human appropriation of renewable fresh water. **Science**, v. 271, n. 5250, p. 785-788, 1996.
- PRÜSS-USTÜN, A.; WOLF, J.; BARTRAM, J.; CLASEN, T.; CUMMING, O.; MATTHEW C FREEMAN, M.C.; GORDON, B.; HUNTER, P.R.; MEDLICOTT, K.; RICHARD JOHNSTON, R. Burden of disease from inadequate water, sanitation and hygiene in low-and middle-income settings: a retrospective analysis of data from 145 countries. **Tropical Medicine & International Health**, v. 19, n. 8, p. 894-905, 2014.
- RACHMADI, A.T.; KITAJIMA, M.; KATO, T.; KATO, H.; OKABE, S.; SANO, D. Required chlorination doses to fulfill the credit value for disinfection of enteric viruses in water: a critical review. **Environmental Science & Technology**, v. 54, n. 4, p. 2068-2077, 2020.
- RADEMACHER, J.J.; YOUNG, T.B.; KANAREK, M.S. Gastric cancer mortality and nitrate levels in Winconsin driking water. **Journal Archives of Environmental Health**, v. 47, n. 4, p. 292-294, 1992.



- RANJBAR, R.; HOSSEINI, S.; ZAHRAEI-SALEHI, T.; KHEIRI, R.; KHAMESIPOUR, F. Investigation on prevalence of *Escherichia coli* strains carrying virulence genes ipaH, estA, eaeA and bfpA isolated from different water sources. **Asian Pacific Journal of Tropical Disease**, v. 6, n. 4, p. 278-283, 2016.
- REBOUÇAS, A. Águas doces no Brasil - Capital Ecológico, Uso e Conservação. 2. ed. Escrituras: São Paulo, 2002.
- REZAEI, A.; GODINI, H.; DEHESTANI, S.; KAVIANI, S. Isolation and characterization of a novel denitrifying bacterium with high nitrate removal: *Pseudomonas stutzeri*. **Journal of Environmental Health Science and Engineering**, p. 313-318, 2010.
- ROSA FILHO, E.F.; HINDI, E.C.; GIUSTI, D.A.; NADAL, C.A. Utilização das águas subterrâneas no abastecimento público das cidades paranaenses. **Boletim Paranaense de Geociências**, p. 13-23, 1998.
- ROY, S.; MOSTELLER, K.; MOSTELLER, M.; WEBBER, K.; WEBBER, V.; WEBBER, S.; REID, L.; WALTERS, L.; EDWARDS, M.A. Citizen science chlorine surveillance during the flint, Michigan federal water emergency. **Water Research**, v. 201, p. 117304, 2021.
- RUBINO, F. Bacterial contamination of drinking water in Guadalajara, Mexico. **International Journal of Environmental Research and Public Health**, v. 16, n. 1, p. 67, 2019.
- SAMINENI, L. Effective pathogen removal in sustainable natural fiber Moringa filters. **NPJ Clean Water**, v. 5, n. 1, p. 1-12, 2022.
- SCHOLZ, M. Water microbiology. **Wetlands for Water Pollution Control**, p. 115-128, 2016.
- SHRIMALI, M.; SINGH K. P. New methods of nitrate removal from water. **Environmental Pollution**, v. 112, p. 351-359, 2016.
- SILVA, G.C.; TIBA, C.; CALAZANS, G.M.T.; Solar pasteurizer for the microbiological decontamination of water. **Renewable Energy**, n. 87, p. 711-719, 2016.
- UNICEF; WHO. Progress on household drinking water, sanitation, and hygiene in 2000-2017, p. 140, 2019.
- VITAL, M. Growth of vibrio cholerae O1 ogawa eltor in freshwater. **Microbiology**, v. 153, n. 7, p. 1993-2001, 2007.
- VON SPERLING, V.M. Introdução à qualidade da água e ao tratamento dos esgotos. 2. ed. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental, 1996.



- WARTHA, P.M.; HUPFFER, H.M.; SANTANNA, G.S.; SPILKI, F.R. Microbiological contamination of water: perspectives from the dialogue between sources of law. **Brazilian Journal of Public Policy**, v. 6, n. 3, v6i3.4303, 2016.
- WESTPHALEN, A.P.C.; CORÇÃO, G.; BENETTI, A.D. Utilização de carvão ativado biológico para o tratamento de água para consumo humano. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 21, n. 3, p. 425-436, 2016.
- WHO (World Health Organization). Health and sustainable development - Housing and health - Housing and health risks - Waterborne disease related to unsafe water and sanitation, 2019.
- ZHAO, M.M.; CHEN, Y.P.; XUE, L.G.; FAN, T.T., EMANEGHEMI, B. Greater health risk in wet season than in dry season in the Yellow River of the Lanzhou region. **The Science of the Total Environment**, v. 644, p. 873-883, 2018.
- ZHENG, X.; ZHANG, S.; HUANG, D.; ZHANG, L.; ZHANG, J. A pilot-scale deep bed denitrification filter for secondary effluent treatment using sodium acetate as external carbon. **Water Environment Research**, 2018.

MEDIÇÕES DE ÍNDICES DE CONTAMINANTES EM ÁGUA DE ABASTECIMENTO DE NATAL/RN

MEASUREMENT OF INORGANIC CONTAMINANTS OF WATER SUPPLY IN THE NATAL/RN

DOI: 10.51859/AMPLA.APP2385-7

Sarah Martins dos Reis ¹

Cypriano Galvão da Trindade ²

José Robério de Oliveira Netto ³

Amália Cínthia Meneses do Rêgo ⁴

Maria Aparecida Medeiros Maciel ^{*5,6}

¹ Doutoranda em Biotecnologia. Programa de Pós-graduação em Biotecnologia, Universidade Potiguar - UnP

² Pesquisador/Colaborador do Programa de Pós-Graduação em Biotecnologia. Universidade Potiguar - UnP

³ Doutorando em Biotecnologia em Saúde (RENORBIO). Universidade Federal do Rio Grande do Norte - UFRN

⁴ Pesquisador/Colaborador do Programa de Pós-Graduação em Biotecnologia. Universidade Potiguar - UnP

⁵ Professor/Pesquisador do Programa de Pós-graduação em Biotecnologia, Universidade Potiguar - UnP

⁶ Professor/Pesquisador do Programa de Pós-graduação em Biotecnologia (RENORBIO) - UFRN

RESUMO

No mundo inteiro as mudanças climáticas e o crescimento populacional desordenado tornaram-se um dos maiores desafios do século XXI, para assegurar a melhoria dos padrões de vida humana. Dentre os muitos problemas ambientais, o enfrentamento da poluição da água é uma necessidade urgente, já que apenas cerca de 2,5% da água identificada no planeta é doce e no caso de tratamento inadequado, pode ser um dos maiores transmissores de doenças. Pesquisas voltadas para o monitoramento da qualidade de água de abastecimento de Natal/RN, apontam que os íons nitrato (NO_3^-) atingem elevadas concentrações que são inapropriadas para consumo humano. Adicionalmente, níveis indesejados de cloro aplicado como desinfetante de águas de abastecimento, também são detectados e acarretam riscos toxicológicos. No presente trabalho objetivou-se analisar a concentração de contaminantes presentes em águas de abastecimento urbano, provenientes do aquífero Dunas-Barreiras (Natal/RN). O protocolo utilizado baseou-se em caracterizar a hidrogeologia da área de estudo, tendo sido realizadas análises físico-químicas para 19 coletas de águas de bairros abastecidos pelo

principal manancial hídrico subterrâneo de Natal (aquífero Dunas-Barreiras). Foram realizadas análises físico-químicas para determinação de parâmetros físicos (turbidez, condutividade elétrica e sólidos totais dissolvidos) e químicos (pH e poluentes inorgânicos, como nitrato e cloro residual livre). A partir das metodologias empregadas verificou-se que além do nitrato as concentrações de cloro residual também estão fora do padrão permitido pela legislação vigente (Portaria de Consolidação Nº 05/2017 do Ministério da Saúde do Brasil).

Palavras-chave: Água potável. Contaminantes. Íon nitrato. Cloro residual. Análises físico-químicas.

ABSTRACT

Worldwide the climate change and the disordered population growth have become one of the greatest challenges of the 21st century to ensure the improvement of human living standards. Among the many environmental problems, tackling water pollution is an urgent need, since only about 2.5% of the water identified on the planet is available for drinking and in case of inadequate treatment, it can be

one of the largest transmitters of diseases. Research aimed at monitoring the quality of water supply of Natal /RN, indicate that nitrate ions (NO_3^-) reach high concentrations which is inappropriate for human consumption. In addition, unwanted levels of chlorine applied as a disinfectant from supply waters are also detected and carry toxicological risks. The aim of the present work is to analyze the concentration of water contaminants present in the urban water supply, from the Dune-Barreiras aquifer (Natal/RN). The protocol used was based on characterizing the hydrogeology of the study area, and then, physicochemical analyses were performed for 19 water collections from neighborhoods supplied by the main underground water source of Natal (Dunes-

Barreiras aquifer). Physical-chemical analyses were performed to determine physical parameters (turbidity, electrical conductivity and total dissolved solids) and chemical parameters such as pH and inorganic pollutants (nitrate and free residual chlorine). The employed methodologies showed that both concentrations of nitrate ion and residual chlorine contents are out of the standard allowed by the current legislation (Brazilian Consolidation Ordinance Nº 05/2017 of the Ministry of Health).

Keywords: Drinking water. Inorganic contamination. Nitrate ion. Residual chlorine. Physical-chemical analyses.

1. INTRODUÇÃO

O planeta terra possui aproximadamente 70% de sua superfície coberta por água, no entanto, apenas 2,5% do volume total de água é potável. Além disso, cerca de dois terços da água doce está presa em geleiras, portanto, estima-se que apenas 0,77% da água do planeta é água doce de fácil acesso. Neste contexto, em função das diferentes formas de poluição que as águas estão expostas, faz-se necessário monitorar sua qualidade objetivando-se a saúde e o bem-estar humano (RIVEROS-PEREZ; RIVEROS, 2018; SANTOS et al., 2022).

As águas superficiais recebem descarga excessiva de matéria orgânica e inorgânica, tais como nutrientes; espécies microbiológicas que podem ser patogênicas. A água é indispensável manutenção da vida humana, animal e vegetal, e dentre outros aspectos está relacionada à segurança alimentar, proteção ambiental e saúde humana. Com o rápido desenvolvimento populacional e suas demandas, cresce o uso de fertilizantes agrícolas, juntamente com poluentes industriais que são lançados em rios e oceanos (AL-ZREIQAT et al., 2018; BARDIK et al., 2020; CAMINÉ, 2015; ISYAKA et al., 2021; MCGINNIS et al., 2019; PANCHIA et al., 2015).

Segundo a Agência Nacional de Águas (ANA), no Brasil os esgotos domiciliares são um dos principais problemas observados nas regiões hidrográficas do Brasil e prejudicam a qualidade dos recursos hídricos (ANA, 2022; HIRATA; SUHOGUSOFF, 2019; SILVA et al, 2020).

Os métodos para determinar parâmetros de qualidade da água incluem principalmente modelos de estudos químicos, biológicos e físicos e envolvem parâmetros que possibilitam avaliar a demanda química de oxigênio, os teores de metais pesados, nitrogênio de nitrato ($\text{NO}_3^- \text{N}$), cloro residual livre, carbono orgânico dissolvido, turbidez, dentre muitos outros (HOU et al., 2013; ISYAKA et al., 2021; 2019; MA et al., 2020; SANTOS et al., 2022; WANG et al., 2019).

Poluentes diferem pelas suas absorções características e fornecem espectros diferentes na região de ultravioleta visível (UV-Vis). A Tabela 1 mostra as absorções dos poluentes mais comuns encontrados em águas de abastecimentos urbanos.

Tabela 1. Regiões de absorção do espectro de UV-Vis para contaminantes de águas.

Comprimento de onda	Contaminantes
200 – 220 nm	nitrato, nitrito
220 – 250 nm	dieno conjugado, aldeído e cetona insaturados
250 – 380 nm	matéria orgânica
380 – 750 nm	turbidez

Fonte: adaptado de Guo et al. (2020).

Parâmetros de qualidade da água utilizando-se a espectroscopia na região do ultravioleta-visível (UV-Vis) com absorbância 254 nm (UV_{254}), carbono orgânico dissolvido (DOC), carbono orgânico total (TOC), turbidez, cor, e nitrato, podem ser gerados diretamente a partir dos algoritmos incorporados dos instrumentos UV-Vis on-line (CHEN et al., 2020; HOSSAIN et al., 2020; KUBÍNOVÁ; KYNCL, 2021; LI et al., 2019; WU et al., 2019; ZHU et al., 2021).

O método de análise UV-Vis é amplamente empregado em pesquisas que envolvem a supervisão da qualidade de águas superficiais ou subterrâneas, em função de ser uma técnica rápida e simples que possibilita diversas aplicabilidades, tais como: i) avaliação qualitativa de amostras de água, analisando o perfil do espectro de absorção; ii) sistemas para controle das características orgânicas da água na entrada de estações de tratamento, avaliando valores de absorbância; iii) determinação de parâmetros como demanda química de oxigênio e íons nitrato, com a utilização de curvas de calibração; iv) previsão de parâmetros de qualidade da água a partir da varredura na região do UV-Vis em conjunto com modelos de calibração multivariada (SANTOS et al., 2022).

Neste cenário, precisam ser consideradas as diversas possibilidades de contaminações, levando-se em consideração os contaminantes e suas distintas formas de determinação, bem como uso da calibração multivariada baseada em modelos quimiométricos. Portanto, é possível mensurar espécies contaminantes por meio de modelos matemáticos, com base em sinais instrumentais, como os espectros de absorção na região do UV-vis. Além disso, calibrações específicas do local de abastecimento podem ser conduzidas para melhorar as precisões das medições (ARNON et al., 2019; BANDA; KUMARASAMY, 2020; BRICIU et al., 2020; HOU et al., 2014; LEE; YOO, 2020; PARK et al., 2020; SHI et al., 2022; ZHANG et al., 2017a).

O abastecimento de água da cidade de Natal (RN) é realizado em cerca de 70% para os poços utilizando água subterrânea proveniente do aquífero Dunas-Barreiras e o percentual remanescente (30%) é suprido por mananciais de superfície (RIGHETTO, 2005). Devido às condições geomorfológicas as águas deste aquífero são vulneráveis a contaminações; estudos físico-químicos mostram que a qualidade das águas de abastecimento deste aquífero apresentam várias não conformidades para índices de nitrato e cloro residual. O limite aceitável do teor de nitrogênio $10 \text{ mg L}^{-1} \text{ NO}_3^-$ está vinculado à Legislação Brasileira (Portaria de Consolidação Nº 05/2017 do Ministério da Saúde), bem como a concentração residual de cloro na água para consumo humano, que deve ser mantida entre 0,2 e 2,0 mg L^{-1} (BRASIL, 2017). Quantidades de cloro e nitrato acima dos valores previstos nas legislações vigentes, acarretam riscos toxicológicos (BUTLER, 2015; DI CRISTO et al., 2039; FAN et al., 2019; JOHNSON et al., 2019; MEYER, 1994; WHO, 2019; WU et al., 2022; ZHANG et al., 2017b).

Para águas provenientes do aquífero Dunas-Barreiras, vem sendo evidenciado que os índices elevados de nitrato de estão com teores acima de $10 \text{ mg L}^{-1} \text{ N-NO}_3^-$; e para cloro residual os índices estão muito acima de $2,0 \text{ mg L}^{-1}$ (ANA, 2019; FRANCA, 2006; NUNES, 2000).

No presente trabalho avaliou-se para 19 bairros, a contaminação de águas de abastecimento provenientes do aquífero Dunas-Barreiras (Natal/RN). Para tanto, foram realizadas análises físico-químicas, tais como: pH, turbidez, sólidos totais, concentrações de nitrato e cloro residual.

2. METODOLOGIA

As águas avaliadas foram coletadas em Natal/RN, de modo que as quatro regiões (Norte, Sul, Leste e Oeste) pudessem ser contempladas. O critério de escolha de cada bairro está vinculado às notificações do Ministério da Saúde sobre teores alterados de nitrato, estando de acordo com Ação Civil Pública do Ministério do Estado do Rio Grande do Norte Nº 0200202-17.2007.8.20.0001. De acordo com este órgão fiscalizador os bairros que apresentam contaminação com nitrato (NO_3^-) são: Alecrim, Lagoa Seca, Lagoa Nova, Candelária, Capim Macio, Ponta Negra, Quintas, Pajuçara, Lagoa Azul, Nordeste, Bom Pastor, Dix-Sept Rosado, Nazaré, Felipe Camarão, Nova Descoberta, Guarapes, Cidade Nova, Pitimbu, Neópolis. As coletas foram realizadas no período entre 15 de agosto e 08 de novembro de 2017. Para cada bairro foram coletadas duas amostras de pontos distintos que estivessem mais próximos do manancial hídrico subterrâneo (aquífero Dunas-Barreiras). Os dados de localização dos poços das águas coletadas, encontram-se no Quadro 1.

2.1. ANÁLISES FÍSICO-QUÍMICAS REALIZADAS NAS ÁGUAS COLETADAS

A partir das amostras coletadas (Figura 1) foram realizadas análises para determinação de parâmetros físicos (turbidez, condutividade elétrica, sólidos totais e sólidos dissolvidos) e químicos (pH e poluentes inorgânicos como nitrato e cloro).

Figura 1. Armazenamento para transporte das amostras de águas coletadas em bairros localizados nas 4 regiões da cidade de Natal/RN.



Fonte: autoria própria.

Quadro 1. Dados de localização dos poços das águas coletadas, provenientes do Aquífero Dunas-Barreiras.

POÇOS	COORDENADAS		PROFUNDIDADE	BAIRRO
Profundos	X	Y	Metros	-
1	256110	9350573	86,66	Alecrim (Leste)
2	255186	9350020	77,27	Lagoa Seca (Leste)
3	256358	9349430	82,47	Lagoa Nova (Sul)
4	253855	9354102	99,35	Candelária (Sul)
5	258030	9340808	71,10	Capim Macio (Sul)
6	254458	9349823	94,03	Ponta Negra (Sul)
7	258351	9349500	99,00	Quintas (Oeste)
8	257249	9357005	111,90	Pajuçara (Norte)
9	256465	9355928	100,00	Lagoa Azul (Norte)
10	256523	9358000	90,00	Nordeste (Oeste)
11	254377	9359234	100,00	Bom Pastor (Oeste)
12	253079	9351633	79,90	Dix-Sept Rosado (Oeste)
13	252976	9351492	98,94	Nazaré (Oeste)
14	250858	9352489	66,15	Felipe Camarão (Oeste)
15	254956	9355450	95,00	Nova Descoberta (Sul)
16	255943	9354480	98,00	Guarápes (Oeste)
17	253551	9355658	80,00	Cidade Nova (Oeste)
18	257118	9351570	92,00	Pitimbu (Sul)
19	255665	9352622	98,00	Neópolis (Sul)

Fonte: autoria própria.

2.2. DETERMINAÇÃO DO PH

Neste experimento, em um becker, adicionou-se 50 mL de água e aferiu-se o pH utilizando-se o PHmetro de bancada da marca Quimis. O pHmetro contém um eletrodo de referência e um eletrodo de vidro (que fica em contato com a amostra), conectado a um potenciômetro que mede a diferença de potencial entre os eletrodos e converte a medida para um valor de pH.

2.3. DETERMINAÇÃO DA TURBIDEZ

As amostras para análise de turbidez foram coletadas em fracos de polietileno e as análises foram realizadas em um período máximo de 24 horas, após terem sido coletadas. O método utilizado está baseado na comparação da intensidade de luz espalhada pela amostra em condições definidas, em que a intensidade da luz é espalhada por uma suspensão considerada padrão (BOYD, 2015). Inicialmente, a amostra é agitada até se obter uma maior dispersão dos sólidos e após o desaparecimento das bolhas de ar, a amostra é colocada no tubo do turbidímetro (marca Oberco-Helige, modelo 966) e a leitura da turbidez é realizada na escala do instrumento. O turbidímetro utilizado para a leitura é constituído de um nefelômetro que consta de uma fonte de luz e um detector fotoelétrico com um dispositivo que indica a intensidade da luz espalhada pela amostra, em ângulo reto correlato ao caminho da luz incidente. A turbidez é expressa em unidades nefelométricas de turbidez (UNT).

2.4. DETERMINAÇÃO DA CONDUTIVIDADE ELÉTRICA

Para determinação da condutividade elétrica, cada amostra foi colocada em contato com o medidor de condutividade elétrica microprocessado da marca Quimis (modelo Q405M2) que utiliza dois eletrodos, um deles detecta a corrente eléctrica enviada pelo outro eletrodo. O medidor mede a temperatura com precisão e converte em leitura de condutividade (SIMÕES et al., 2019). O experimento consiste das seguintes etapas: i) calibração da condutividade elétrica; ii) limpeza do eletrodo com água destilada; iii) o eletrodo é submerso na amostra (50 mL) assegurando-se que o nível da amostra ultrapasse o ponto mínimo de submergência; iv) movimentos para cima e para baixo são realizados para eliminação de bolhas de ar aderidas ao sensor de condutividade elétrica; v) o eletrodo é manuseado lentamente em círculo, por um minuto até que a leitura digital se estabilize ou se mantenha entre dois números; vi) a análise é repetida com amostra de replicação.

2.5. DETERMINAÇÃO DE SÓLIDOS TOTAIS

Os sólidos totais dissolvidos (STD) foram determinados em aparelho medidor de marca Quimis (modelo Q405M2), sendo as análises feitas em triplicata, usando em

média amostras com volume de 50 mL. A qualidade da água foi avaliada comparando-se os resultados obtidos nas análises físico-químicas com os valores máximos permissíveis (VMP) recomendados pela Portaria Nº 05/2017 do Ministério da Saúde (BRASIL, 2017).

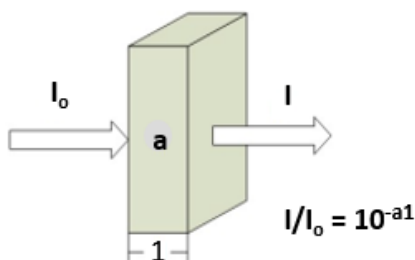
2.6. DETERMINAÇÃO DE NITRATO

O método analítico clássico de espectrofotometria na região do UV-visível (UV-Vis) foi empregado para a análise da concentração de nitrato, com curva de calibração baseada na Lei de Lambert-Beer (Equação 1). O equipamento utilizado foi o espectrofotômetro modelo GENESYS 10S UV-Vis (Thermo Fisher Scientific); utilizou-se uma cubeta de quartzo para realização das análises (Figura 2).

$$A = \log(1/T) = -\log I/I_0 = \varepsilon \times d \times c \quad (1)$$

Em que: **A** é a absorvância; **T** é a transmitância resultante da razão entre a intensidade da luz de saída (**I**) e a intensidade da luz incidente (**I₀**); **ε** = coeficiente de absorção molar (L/mol cm); **d** = comprimento do percurso do feixe de medição na amostra (cm); e **c** = concentração (mol/L). Fonte: adaptado de Santos et al. (2022).

Figura 2. Diagrama esquemático da lei de Lambert-Beer.



Em que: **K** é o coeficiente de absorção molar relacionado à natureza da substância absorvente e ao comprimento de onda da luz incidente; **a** é a concentração da substância absorvente em mol L⁻¹; e **1** é a espessura da camada absorvente em cm.

Fonte: adaptado de Guo et al. (2020).

Ainda em relação à Equação 1 é possível verificar que a absorvância é diretamente relacionada com a concentração. Portanto, em um gráfico *A versus* concentração é possível construir, a partir de regressão linear, uma função que relacione ambas as variáveis e que permita a quantificação de concentrações em amostras desconhecidas. Nesse sentido, tem-se no eixo y a variável dependente

(absorbância) e no eixo x a concentração, correlacionadas linearmente (SANTOS et al., 2022).

Os teores de nitratos foram determinados em termos de concentração de nitrogênio, e representam a média da concentração de nitrato (NO_3^-) em um total de 10 análises independentes, realizadas quinzenalmente, para cada amostra. O método UV-Vis foi realizado até 24h após coleta e se constitui na acidificação de 50 mL da amostra com 1 mL de HCl (1 mol L^{-1}), tendo sido utilizado absorbância com comprimento de onda (λ) 220 nm e as interferências reacionais foram eliminadas pela adição de HCl 1 M. Como a matéria orgânica também pode absorver a 220 nm realizou-se uma segunda medição em 275 nm, para corrigir o valor da leitura correspondente ao nitrato.

2.7. DETERMINAÇÃO DE CLORO RESIDUAL

Nesta análise realizou-se o seguinte procedimento: mediu-se 1,0 mL da amostra; dissolveu-se em 50 mL de água destilada; adicionou-se 5,0 mL de ácido acético concentrado (glacial) e acondicionou-se a amostra em ambiente fechado e isento de luz, durante 5 min.; adicionou-se 1,0 g de iodeto de potássio; titulou-se com uma solução de tiossulfato de sódio 0,1 N ($\text{Na}_2\text{S}_2\text{O}_3 \cdot 5\text{H}_2\text{O}$); anotou-se o volume (mL) de tiossulfato gastos (APHA, 2017; 2005).

Para a determinação do cloro residual utilizou-se o método de titulação conforme Equação 2.

$$\% \text{ de cloro} = \frac{(A-B) \times N \times 35,45}{P \times 10} \quad (2)$$

Em que: **A** = mL de tiossulfato gasto na titulação da amostra; **B** = mL de tiossulfato gasto no branco; **N** = Normalidade do tiossulfato; **P** = Peso ou volume do produto.

3. RESULTADOS E DISCUSSÕES

Toda a sistemática de coleta, preservação das amostras e análises físico-químicas seguiram a metodologia proposta no *Standard Methods for the Examination of Water and Waste Water* (APHA, 2017; 2005).

O nitrogênio na forma de nitrato (NO_3^-), comumente representado por N-NO_3^- , é o contaminante de maior ocorrência em águas subterrâneas. Quando detectado em

níveis elevados, é um indicador de poluição ambiental provocada pelas atividades humanas, dentre as quais se destacam: atividades agrícolas que produzem esterco animal e resíduos tóxicos de fertilizantes; rejeitos provenientes de esgotos e de fossas sépticas e negras; acúmulo de lixo urbanos (denominados de lixões). Estes contaminantes em áreas de grande densidade populacional, contribuem para contaminação crônica de águas (FEITOSA; FILHO, 1997; GUO et al., 2020; VARNIER; HIRATA 2002).

Na presente pesquisa, as amostras de água foram coletadas de poços de abastecimento de Natal/RN, que são vinculados ao Dunas-Barreiras (Quadro 1). Os 19 bairros contemplados são: Alecrim, Lagoa Seca, Lagoa Nova, Candelária, Capim Macio, Ponta Negra, Quintas, Pajuçara, Lagoa Azul, Nordeste, Bom Pastor, Dix-Sept Rosado, Nazaré, Felipe Camarão, Nova Descoberta, Guarapes, Cidade Nova, Pitimbu e Neópolis. Para todas as amostras, foram realizadas caracterizações físico-químicas, tais como: pH, turbidez, sólidos totais, nitrato e cloro residual.

3.1. DETERMINAÇÃO DE NITRATO

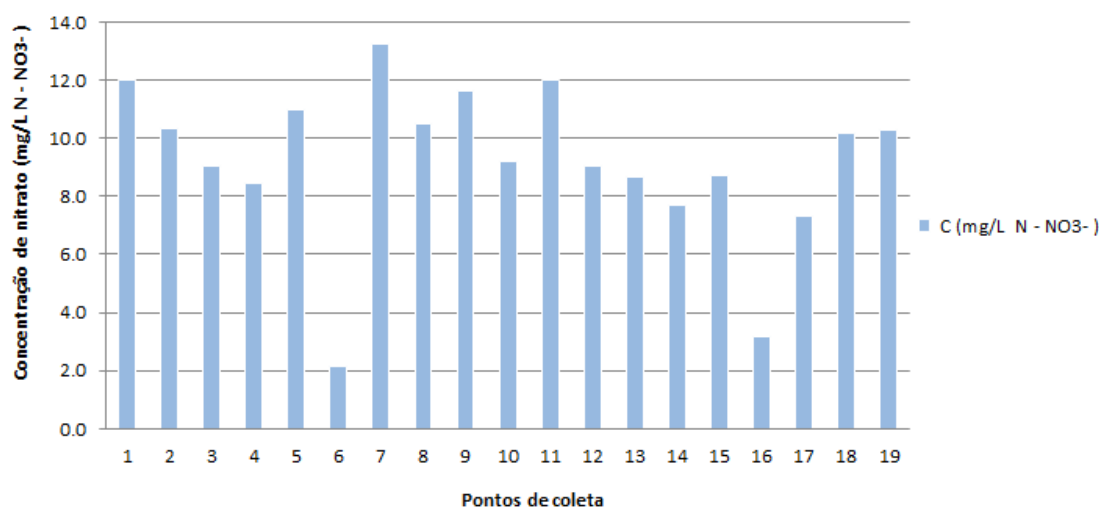
Para as análises de nitrato aplicou-se a lei de Lambert-Beer associada à espectroscopia UV-Vis, que tem sido a base da análise quantitativa dos parâmetros de qualidade da água. Este método possibilita a avaliação de grandes quantidades de amostras. O princípio de medição se baseia em um feixe de luz paralela monocromática que irradia a superfície do meio testado (JIANG et al., 2013).

A lei de Lambert-Beer descrita na Equação 1, com valor final denominado de absorbância (A) possibilita a plotagem de gráficos em função do comprimento de onda (λ) observado no espectro (no caso UV-vis). Tanto a absorção quanto a transmissão da radiação eletromagnética são definidas como a razão entre a intensidade do feixe antes (I_0) e após (I) atravessar a amostra (SANTOS et al., 2022).

Neste experimento, a amostra em análise absorve parte da energia da luz enfraquecendo a intensidade da luz transmitida, cuja absorbância está diretamente relacionada com a concentração (JIANG et al., 2013). A utilização deste método possibilitou constatar que 47,3% das 19 amostras analisadas estão com valores de nitrato (NO_3^-) acima do permitido pela Legislação vigente (10 mg L^{-1}). Os bairros correlacionados com este resultado são: Alecrim, Lagoa Seca, Capim Macio, Quintas,

Pajuçara, Lagoa Azul, Bom Pastor, Pitimbu e Neópolis (Figura 3). Este resultado representa a média da concentração de nitrato de dez análises realizadas quinzenalmente (para cada amostra), tendo sido observado que: **i)** 21% das águas estão com valores de NO_3^- muito elevados (Alecrim, Quintas, Lagoa Azul e Bom Pastor); **ii)** 42,1% das águas estão com valores muito próximos de 10 mg L^{-1} ; e **iii)** apenas dois bairros (Ponta Negra e Guarapes) estão com padrões de potabilidade aceitáveis pela Portaria de Consolidação N° 05/2017 do Ministério da Saúde (BRASIL, 2017).

Figura 3. Gráfico representativo das concentrações de nitrato detectado em águas coletadas em bairros da cidade de Natal/RN.



Em que: 1) Alecrim; 2) Lagoa Seca; 3) Lagoa Nova; 4) Candelária; 5) Capim Macio; 6) Ponta Negra; 7) Quintas; 8) Pajuçara; 9) Lagoa Azul; 10) Nordeste; 11) Bom Pastor; 12) Dix-Sept Rosado; 13) Nazaré; 14) Felipe Camarão; 15) Nova Descoberta; 16) Guarapes; 17) Cidade Nova; 18) Pitimbu; 19) Neópolis. Os resultados representam a média da concentração de nitrato detectada em dez análises independentes, realizadas quinzenalmente, por amostra de água.

Fonte: autoria própria.

A média de valores de concentração de íon nitrato entre todos os pontos coletados foi $8,9168 \text{ (mg L}^{-1} \text{ NO}_3^-)$, estando no limite do nível permitido pela Legislação ($10 \text{ mg L}^{-1} \text{ N-NO}_3^-$), mas com um desvio, para menos ou para mais, de aproximadamente 2,3606. A medida de variância, entre as médias estatisticamente significantes ($p < 0,0001$), que representa o nível de dispersão dos dados em torno da média, é da ordem de 5,5728 e indica a heterogeneidade dos resultados. A análise de probabilidade de ocorrência de índices acima de 10 mg L^{-1} foi da ordem de 47,3%, confirmando o que

já havia sido demonstrando em pesquisas anteriores realizadas em águas coletadas em bairros da cidade de Natal (FRANCA, 2006; NUNES, 2000).

Em 2006 a Agência Reguladora de Saneamento Básico de Natal (ARSBAN) divulgou resultados de contaminação por nitrato em poços de abastecimento de Natal, com indícios de contaminação em reservatórios subterrâneos que abrangem uma ampla rede de distribuição (FRANCA, 2006).

Em 2000 notificou-se que dentre os 36 bairros de Natal, 19 bairros recebiam água da CAERN (Companhia de Águas e Esgotos do Rio Grande do Norte) com índices de nitrato acima de 10 mg L^{-1} , portanto, fora dos padrões de potabilidade. A referida contaminação foi reportada para os seguintes bairros: Alecrim, Lagoa Seca, Lagoa Nova, Candelária, Capim Macio, Ponta Negra, Quintas, Pajuçara, Lagoa azul, Nordeste, Bom Pastor, Dix-Sept Rosado, Nazaré, Felipe Camarão, Nova Descoberta, Guarapes, Cidade Nova, Pitimbu e Neópolis (NUNES, 2000).

Na presente pesquisa observou-se que para 17 dos bairros avaliados, o abastecimento do aquífero Dunas-Barreiras oferece sério risco à saúde da população. Estima-se que os elevados teores de nitrato estejam correlacionados à densidade populacional e à ausência de um sistema de saneamento apropriado, que consiste em esgotamento sanitário e drenagem adequada. O saneamento precário gera poluição advinda de fossas e sumidouros domésticos que atingem poços e águas subterrâneas como por exemplo, o aquífero Dunas-Barreiras.

De acordo com Santos et al. (2022) para as águas superficiais, os espectros obtidos na região do UV-Vis podem estar relacionados a quatro compostos/grupos distintos, tais como: i) nitrato que está presente na maior parte dos corpos d'água e dentre as formas de nitrogênio é a mais estável ($\lambda = 205 \text{ a } 220 \text{ nm}$); ii) matéria orgânica que apesar de apresentar absorção em um vasto intervalo de comprimento de onda, descreve uma forma convexa acentuada na faixa $260 \text{ a } 270 \text{ nm}$. Estas absorções podem sofrer interferência por valores de pH ácidos e apresentar absorção com λ variando entre $200 \text{ e } 220 \text{ nm}$, que é a mesma região de absorção de componentes nitrogenados; iii) sólidos em suspensão que possibilitam a formação de coloides, com absorção na faixa $250 \text{ a } 350 \text{ nm}$; iv) íons cloreto que interagem de forma mensurável com a luz em comprimento de onda abaixo de 220 nm , portanto coincide com a região de absorção de nitrato (SANTOS et al, 2022).

O contaminante íon nitrato (NO_3^-) embora não apresente relativa toxidez para os adultos, por ser rapidamente excretado pelos rins, apresenta grande risco para a saúde humana e animal. Em concentrações acima de 10 mg L^{-1} pode ser fatal para crianças com idades inferiores a seis meses (QUEIROZ, 2004; ZHENG et al., 2018; WU et al., 2022).

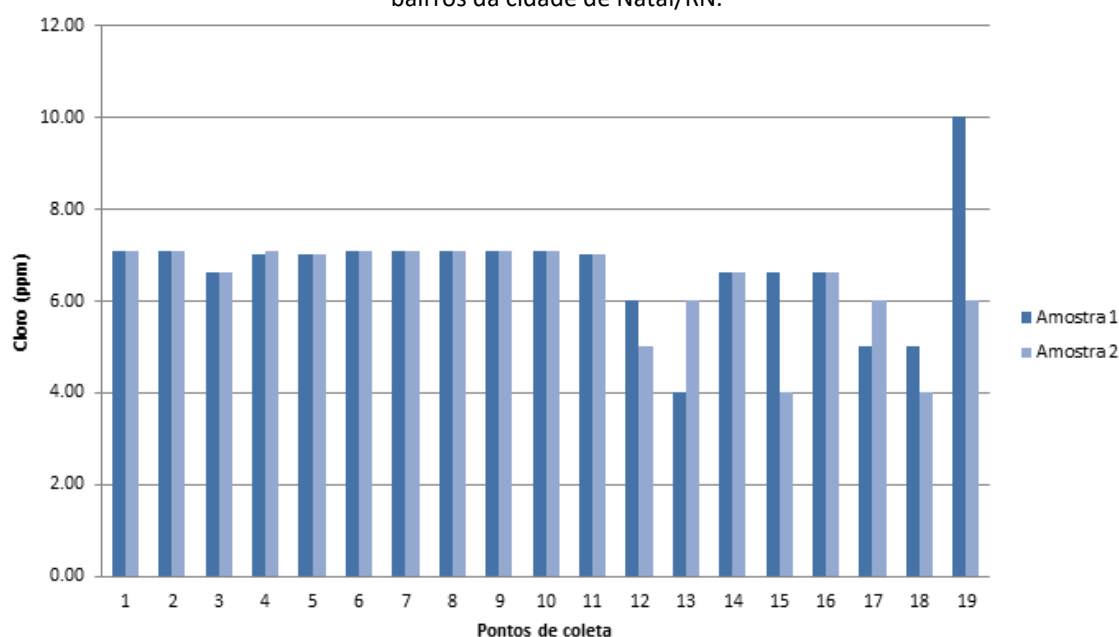
O nitrato é reduzido a nitrito durante a digestão, e o nitrito oxida os íons de ferro da hemoglobina e interfere na transferência do oxigênio nas células, formando metahemoglobina (BAIRD; CANN, 2011). Devido às condições mais alcalinas do seu sistema gastrointestinal, crianças com 3 meses de idade são susceptíveis ao desenvolvimento da metahemoglobina, também conhecida como Síndrome do Bebê Azul. No entanto, esta enfermidade também é observada em gestantes ou adultos que apresentam anemia e gastroenterites, bem como em pessoas que fizeram cirurgias para redução do estômago (HOCAOGLU et al., 2016; MATO, 1996).

No organismo humano, o nitrato pode formar substâncias químicas da classe das nitrosaminas e nitrosamidas, que são tóxicas. Então, a ingestão prolongada de águas contaminadas com elevados índices de nitrato, pode provocar problemas na tireoide, desencadear câncer e na gestação, pode provocar deformações congênitas, dentre outras complicações fisiológicas (CÉSAR et al., 2002; HOCAOGLU et al., 2016; MARTÍNEZ, 2018; MATO, 1996; WU et al., 2022).

3.2. DETERMINAÇÃO DE CLORO RESIDUAL

A Equação 2 foi utilizada para medição da contaminação de íons cloro, em função destes íons absorverem energia na região de UV-Vis em comprimento de onda abaixo de 220 nm. Portanto, inviabiliza o uso da Equação 1, já que as bandas de absorção se sobrepõe as absorções de íons nitrato. De acordo com as recomendações vigentes, o teor máximo de cloro residual, em qualquer sistema de abastecimento, deve estar em torno de 2 mg L^{-1} . No entanto, como mostrado na Figura 4, evidenciou-se valores de cloro residual muito acima do permitido.

Figura 4. Gráfico representativo das concentrações cloro residual detectado em águas coletadas em bairros da cidade de Natal/RN.



Em que: 1) Alecrim; 2) Lagoa Seca; 3) Lagoa Nova; 4) Candelária; 5) Capim Macio; 6) Ponta Negra; 7) Quintas; 8) Pajuçara; 9) Lagoa Azul; 10) Nordeste; 11) Bom Pastor; 12) Dix-Sept Rosado; 13) Nazaré; 14) Felipe Camarão; 15) Nova Descoberta; 16) Guarápés; 17) Cidade Nova; 18) Pitimbu; 19) Neópolis. Os resultados representam a concentração de cloro detectado em duas análises independentes, realizadas por amostra de água.

Fonte: autoria própria.

Como pode ser observado nos resultados apresentados na Figura 4, para todas as amostras de águas avaliadas em coletas de 19 bairros, os valores de cloro residual estão muito acima do permitido pela Portaria de Consolidação Nº 05/2017 do Ministério da Saúde (BRASIL, 2017). Para 15 amostras os valores de cloro residual estão acima de 6 mg L^{-1} e para 4 das amostras o excesso está entre 4 mg L^{-1} e 6 mg L^{-1} . Os resultados correspondem a concentração de cloro detectado em duas análises, realizadas por amostra de água, com representatividade de 68,4% para valores acima de 6 mg L^{-1} contra 31,6% de percentuais inferiores a este valor com concentração mínima reduzida até 4 mg L^{-1} .

De forma abrangente, destaca-se que na maioria dos estados brasileiros não se realiza monitoramento da concentração deste contaminante, já que a presença de compostos orgânicos em águas que sofrem o processo de cloração resulta na formação de compostos derivativos da classe dos trihalometanos (THM). A reação de formação dos THM é lenta, pode ser iniciada no processo de cloração e continuar acontecendo até a água ser utilizada pelo consumidor. Como o cloro é o principal produto utilizado

na desinfecção de águas de abastecimento, além dos THM, também há formação de triclorometano (CHCl_3) (BAZZOLI, 2017; KHORDAGUI; MANCY, 2015).

Os trihalometanos (THM) são considerados compostos carcinogênicos e sua presença na água deve ser evitada, dados epidemiológicos relacionando a concentração dos THM com ambos os fatores morbidade e mortalidade por câncer, comprovaram associações positivas em alguns casos de carcinomas. Entretanto, a substituição do cloro por outro desinfetante no tratamento da água pode trazer mais riscos do que benefícios, considerando-se que a diminuição da incidência de doenças transmissíveis pela água somente foi alcançada com a difusão do emprego da técnica de cloração (BAZZOLI, 2017; KHORDAGUI; MANCY, 2015).

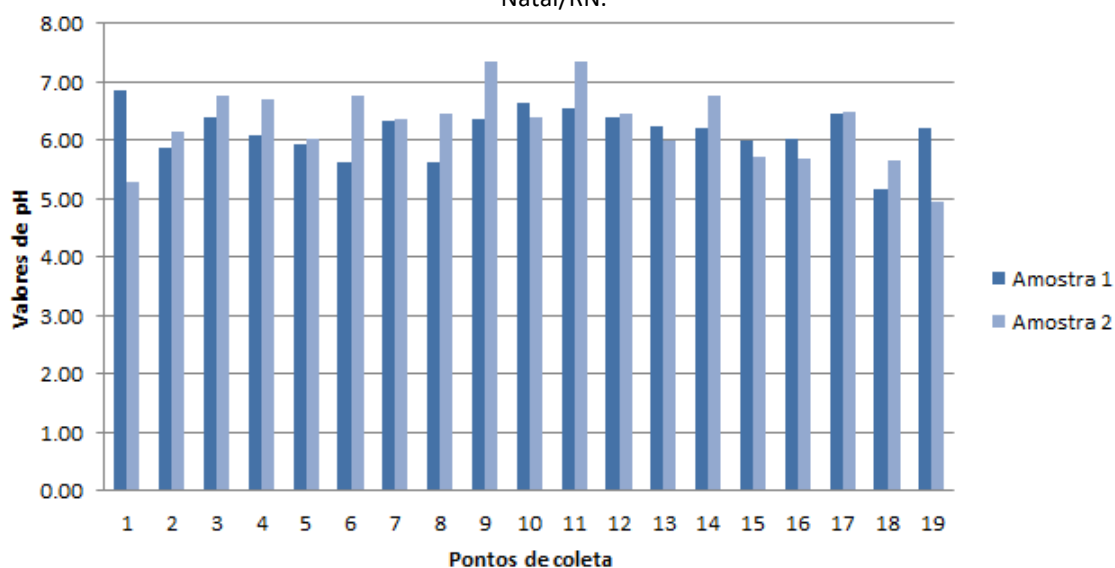
3.3. ANÁLISES DE PH

As análises de pH (Figura 5) mostraram que as águas avaliadas têm característica geológica cloretada sódica, com pH ácido. O pH é uma medida relacionada às concentrações de íons OH^- ou de íons H^+ presente na solução. Quanto maior for a concentração de H^+ menor será o pH e quanto maior for a concentração de OH^- maior será o pH, sendo 7 o valor neutro (ABREU; CUNHA, 2017).

Alterações mais severas com relação ao pH neutro podem causar sérios riscos à vida aquática. Para valores mais baixos, uma menor concentração de amônia é necessária para exercer toxicidade aos peixes. Para valores de pH mais altos, a presença de metais na água é maior, já que se tornam mais solúveis. Águas consideradas saudáveis para a vida aquática apresentam um valor de pH entre 6 e 9 (ABREU; CUNHA, 2017).

Na natureza, o pH é influenciado pelo tipo de solo sobre o qual está o corpo de água. Por ação humana, pode ser alterado devido ao despejo de esgoto doméstico e dejetos industriais. O pH, em flutuações não muito afastadas do valor neutro, não oferece muito risco a saúde humana, mas interfere nas etapas de tratamento da água. Valores baixos favorecem corrosões e valores altos podem provocar incrustações (ABREU; CUNHA, 2017; RICHARDS et al., 2010).

Figura 5. Gráfico representativo da quantificação de pH de águas coletadas em bairros da cidade de Natal/RN.



Em que: 1) Alecrim; 2) Lagoa Seca; 3) Lagoa Nova; 4) Candelária; 5) Capim Macio; 6) Ponta Negra; 7) Quintas; 8) Pajuçara; 9) Lagoa Azul; 10) Nordeste; 11) Bom Pastor; 12) Dix-Sept Rosado; 13) Nazaré; 14) Felipe Camarão; 15) Nova Descoberta; 16) Guarapes; 17) Cidade Nova; 18) Pitimbu; 19) Neópolis. Os resultados representam os valores de pH avaliado em duas análises independentes, realizadas por amostra de água.

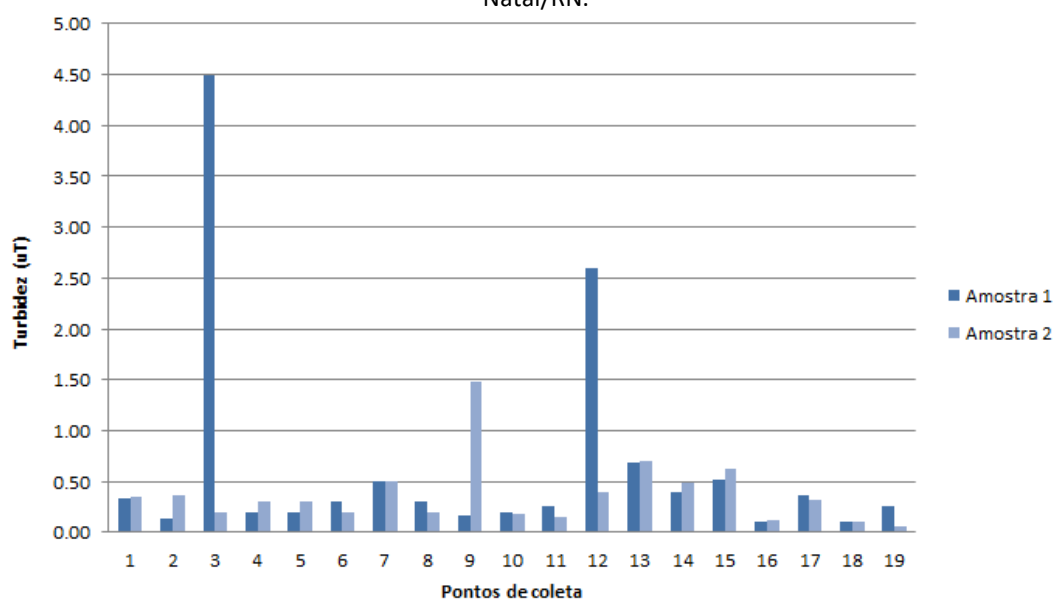
Fonte: autoria própria.

3.4. TESTE DE TURBIDEZ

Com relação ao teste de turbidez, todas as amostras avaliadas estão dentro do permitido pela legislação vigente, em que o valor máximo permissível é de 5 uT (Figura 6). Os efeitos da turbidez em água doce podem atingir os seres humanos ao aumentar a transmissão de doença, uma vez que agentes patogênicos podem estar aderidos aos sólidos suspensos e coloidais (ADAMS; MULABA-BAFUBIANDI, 2014).

Quanto maior a turbidez maior é a dispersão da luz e menor a visibilidade da pureza da água, com consequente comprometimento do processo de fotossíntese, além disso, há alteração na estrutura e no funcionamento dos ecossistemas aquáticos. Devido à redução de visibilidade, a turbidez das águas pode alterar a forma como os animais se alimentam e se locomovem, comprometendo os movimentos migratórios das populações aquáticas (FERREIRA, 2018).

Figura 6. Gráfico representativo dos valores da turbidez de águas coletadas em bairros da cidade de Natal/RN.



Em que: 1) Alecrim; 2) Lagoa Seca; 3) Lagoa Nova; 4) Candelária; 5) Capim Macio; 6) Ponta Negra; 7) Quintas; 8) Pajuçara; 9) Lagoa Azul; 10) Nordeste; 11) Bom Pastor; 12) Dix-Sept Rosado; 13) Nazaré; 14) Felipe Camarão; 15) Nova Descoberta; 16) Guarápes; 17) Cidade Nova; 18) Pitimbu; 19) Neópolis. Os resultados representam os valores de turbidez avaliada em duas análises independentes, realizadas por amostra de água.

Fonte: autoria própria.

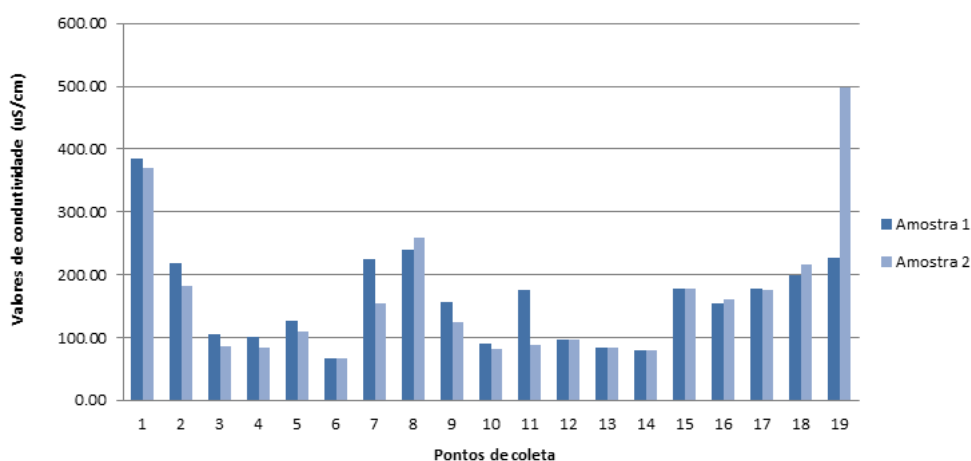
3.5. DETERMINAÇÃO DE SÓLIDOS TOTAIS

A presença de sais inorgânicos dissolvidos na água, tais como cloretos, sulfetos, carbonatos e fosfatos foi avaliada via dados de condutividade. A condutividade elétrica está relacionada à concentração de sólidos totais dissolvidos (STD) na água (ABREU; CUNHA, 2017). Para água potável o valor de condutividade elétrica aceitável é da ordem de 30 $\mu\text{S}/\text{cm}$ a 1500 $\mu\text{S}/\text{cm}$. De acordo com os valores observados para as amostras avaliadas, os valores de condutividade estão abaixo do valor permissível (Figura 7).

A análise da condutividade de um líquido é uma maneira indireta e simples de inferir a presença de íons provenientes de substâncias polares que aumentam a condutividade da água. Por serem eletrólitos, ou seja, em meio aquoso se dissolvem em forma de íons e contribuem para a condução de eletricidade. Portanto, a condutividade é a habilidade de uma substância de conduzir corrente elétrica e em corpos hídricos, é transmitida por íons dissolvidos (BOYD, 2015). A condutividade elétrica também age como indicativo de mudanças nos corpos d'água, já que este parâmetro tende a se manter constante quando não há interferência antrópica no meio (FONDRIEST, 2014). Os sólidos totais dissolvidos (STD) podem aumentar a toxicidade para vidas aquáticas ao

aumentar a salinidade do meio e alterar a composição iônica da água. No presente trabalho, os valores do parâmetro STD encontrados nas amostras de água coletadas (Figura 8) estão abaixo do limite permitido pela legislação, onde o valor máximo permissível é de 1.000 ppm.

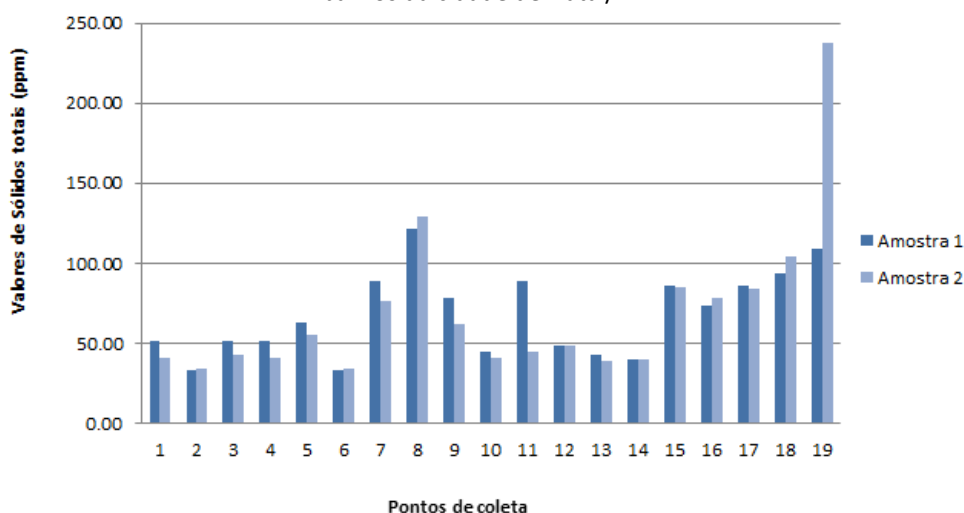
Figura 7. Gráfico representativo dos valores de condutividade elétrica de águas coletadas em bairros da cidade de Natal/RN.



Em que: 1) Alecrim; 2) Lagoa Seca; 3) Lagoa Nova; 4) Candelária; 5) Capim Macio; 6) Ponta Negra; 7) Quintas; 8) Pajuçara; 9) Lagoa Azul; 10) Nordeste; 11) Bom Pastor; 12) Dix-Sept Rosado; 13) Nazaré; 14) Felipe Camarão; 15) Nova Descoberta; 16) Guarapes; 17) Cidade Nova; 18) Pitimbu; 19) Neópolis. Os resultados representam os valores de condutividade elétrica avaliada em duas análises independentes, realizadas por amostra de água.

Fonte: autoria própria.

Figura 8. Gráfico representativo da concentração de sólidos totais dissolvidos em águas coletadas em bairros da cidade de Natal/RN.



Em que: 1) Alecrim; 2) Lagoa Seca; 3) Lagoa Nova; 4) Candelária; 5) Capim Macio; 6) Ponta Negra; 7) Quintas; 8) Pajuçara; 9) Lagoa Azul; 10) Nordeste; 11) Bom Pastor; 12) Dix-Sept Rosado; 13) Nazaré; 14) Felipe Camarão; 15) Nova Descoberta; 16) Guarapes; 17) Cidade Nova; 18) Pitimbu; 19) Neópolis. Os resultados representam os valores de concentração de sólidos totais dissolvidos, avaliados em duas análises independentes, realizadas por amostra de água.

Fonte: autoria própria.

4. CONCLUSÃO

Os resultados da presente pesquisa mostram que, nos bairros densamente povoados e com um histórico mais antigo de ocupação, os valores de nitrato estão acima do limite máximo de potabilidade e os bairros com densidade populacional mais baixa, os teores de nitrato são baixos, mas mostram clara evidência de crescimento. Portanto, a contaminação por nitrato está relacionada, entre outras causas, à densidade populacional e ao histórico de ocupação urbana. A partir da metodologia empregada verificou-se que além do nitrato as concentrações de cloro residual também estão fora do padrão permitido pela legislação vigente.

Considerando que as áreas estudadas estão localizadas em pontos opostos da cidade, os resultados da presente pesquisa sugerem que o aquífero Dunas-Barreiras pode estar sendo contaminado em maior amplitude. Por esta razão, os elevados índices de nitrato, é necessário avaliar a qualidade do manancial subterrâneo em diversas unidades de distribuição de águas públicas, principalmente nos locais onde o lançamento dos esgotos sanitários são mais intensos e afetam o meio ambiente.

Considerando os resultados obtidos na determinação dos teores de cloro residual, o monitoramento de cloro também precisa rigorosamente, ser realizado nas unidades de distribuição de águas públicas e ainda, nas pontas de rede (final da linha de distribuição).

REFERÊNCIAS

- ABREU, C. H. M.; CUNHA, A. C. Qualidade da água e índice trófico em rio de ecossistema tropical sob impacto ambiental. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, p. 45-56, 2017.
- ADAMS, F. V.; MULABA-BAFUBIANDI, A. F. Application of rice hull ash for turbidity removal from water. **Physics and Chemistry of the Earth**, p. 73-76, 2014.
- AL-ZREIQAT, I.; ABBASSI, B.; HEADLEY, T.; NIVALA, J.; VAN AFFERDEN, M.; MÜLLER, R. A. Influence of septic tank attached growth media on total nitrogen removal in a recirculating vertical flow constructed wetland for treatment of domestic wastewater. **Ecological Engineering**, [s.l.], v. 118, p. 171-178, 2018.
- ANA - Agência Nacional de Águas e Saneamento Básico. Plano Nacional de Segurança Hídrica (PNSH), 2019. Disponível em:

<https://antigo.mdr.gov.br/images/stories/ArquivosSNSH-ArquivosPDF/PNSH>. Acesso: 30 de junho 2022.

ANA - Agência Nacional de Águas e Saneamento Básico. Água da região metropolitana de Natal está contaminada. Rio Grande do Norte. 15 março de 2019. Disponível em: <https://www.ana.gov.br/noticiasantigas/agua-da-regiao-metropolitana-de-natal-esta.2019-03-15.5989774542>. Acesso em: 03 junho 2020.

APHA/AWWA/WEF; RICE, E. W., BAIRD, R. B., EATON, A. D. Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater. 23 ed. Washington: American Public Health Association, American Water Works Association, Water Environment Federation, 2017.

APHA - American Public Association. Standard Methods for the Examination of Water and Waste Water. 21ed., Washington, 2005.

ARNON, T.A.; EZRA, S.; FISHBAIN, B. Water characterization and early contamination detection in highly varying stochastic background water, based on Machine Learning methodology for processing real-time UV-Spectrophotometry. **Water Research**, v. 155, p.333-342, 2019.

BAIRD, C.; CANN, M. Química Ambiental. 4. ed. Porto Alegre: Bookman, 2011.

BANDA, D.; KUMARASAMY, M. Development of a Universal water quality index (UWQI) for South African river catchments. **Water**, v.12, 1534, 2020.

BARDIK, V.; FISENKO, I.; MAGAZU, S.; MALOMUZH, P. The crucial role of water in the formation of the physiological temperature range for warm-blooded organisms. **Journal of Molecular Liquids**, v.306, 112818, 2020.

BAZZOLI, N. O Uso da Desinfecção no Combate à Cólera. Recife: FNS/Opas, 2017.

BOYD, C. E. Water Quality: An Introduction. Springer: Auburn, Alabama, 2015.

BRAGA, B.; HESPANHOL, J. G. I.; LOTUFO, C. Introdução à Engenharia Ambiental: O Desafio do Desenvolvimento Sustentável. 2. ed. São Paulo: Pearson Prentice Hall, 2005.

BRICIU, E.; GRAUR, A.; OPREA, I. Water quality index of Suceava River in Suceava city metropolitan area. **Water**, v. 12, 2111, 2020.

BRASIL. Portaria de Consolidação Nº 05 de 28 de setembro de 2017. Consolidação das normas sobre as ações e os serviços de saúde do Sistema Único de Saúde. Ministério da Saúde estabelece os procedimentos e responsabilidades relativas ao controle e vigilância da qualidade da água para o consumo humano e seu padrão de potabilidade e dá outras providências. Brasília, 2017.

- BUTLER, A. Nitrites and nitrates in the human diet: carcinogens or beneficial hypotensive agents? **Journal of Ethnopharmacology**, [s.l.], v. 167, p. 105-107, 2015.
- CAMINÉ, H. I. Water resources meet sustainability: new trends in environmental hydrogeology and groundwater engineering. **Environmental Earth Sciences**, v. 73, n. 6, p. 2513-2520, 2015.
- CÉSAR, A. C. G; SILVA, A. E; TAJARA, E. H. Fatores genéticos e ambientais envolvidos na carcinogênese gástrica. **Arquivos de Gastroenterologia**, v. 39, p. 253-259, 2002.
- CHEN, Y.; HE, L.; CUI, N. Study on nitrate nitrogen turbidity compensation based on ultraviolet spectrum. **Spectroscopy and Spectral Analysis**, v.40, p. 472-477, 2020.
- DI CRISTO, C.; ESPOSITO, G.; LEOPARDI, A. Modelling trihalomethanes formation in water supply systems. **Environmental Technology**, v. 34, n. 1, p. 61-70, 2013.
- FAN, A. M. Health, exposure and regulatory implications of nitrate and nitrite in drinking water. **Encyclopedia of Environmental Health**, [s.l.], p. 417-435, 2019.
- FEITOSA, F. A. C.; FILHO, J. M.; Hidrogeologia, Conceitos e Aplicações. Serviços Geológicos do Brasil: Ceará, 1997.
- FERREIRA, A. Isotermas de Adsorção de Langmuir, Bet e Gibbs. Dissertação (Mestrado em Engenharia), Universidade de São Paulo, São Paulo, 2018.
- FONDRIEST ENVIRONMENTAL. "Turbidity, Total Suspended Solids and Water Clarity." Fundamentals of Environmental Measurements, 2014. Disponível em: <<http://www.fondriest.com/environmental-measurements/parameters/waterquality/turbidity-total-suspended-solids-water-clarity>> Acesso em: 10 de Julho 2022.
- FRANCA, R. M.; FRISCHKORN, H.; SANTOS, M. R. P.; MENDONÇA, L. A. R.; BESERRA, M. C. Contaminação de poços tubulares em Juazeiro do Norte/CE. Engenharia Sanitária Ambiental, 2006.
- GUO, Y; CHUNHONG LIU, C; RONGKE YE, R; QINGLING DUAN, Q. Advances on water quality detection by UV-Vis spectroscopy. **Applied Sciences**, v. 10, p. 6874, 2020.
- HIRATA, R.; SUHOGUSOFF, A. V. How much do we know about the groundwater quality and its impact on Brazilian society today? **Acta Limnologica Brasiliensia**, v. 31, e109, 2019.
- HOCAOGLU, S. M.; INSEL, G.; COKGOR, E. U.; ORHON, D. Effect of low dissolved oxygen on simultaneous nitrification and denitrification in a membrane bioreactor treating black water. **Bioresource Technology**, p. 4333-4340, 2016.

- HOSSAIN, S.; CHOW, C.W.; HEWA, G.A.; COOK DHARRIS, M. Spectrophotometric online detection of drinking water disinfectant: A machine learning approach. **Sensors**, v. 20, 6671, 2020.
- HOU, D.; LIU, S.; ZHANG, J.; CHEN, F.; HUANG, P.; ZHANG, G. Online monitoring of water-quality anomaly in water distribution systems based on probabilistic principal component analysis by UV-Vis absorption spectroscopy. *Journal of Spectroscopy*, v. 2014, 150636, 2014.
- HOU, B.; JIAN, Z.; JIE, P. Water quality analysis by UV-Vis spectroscopy: a review of methodology and application. **Spectroscopy and Spectral Analysis**, v. 33, p.1839-1844, 2013.
- ISIYAKA, H. A.; JUMBRI, K.; SAMBUDI, N. S.; ZANGO, Z. U.; SAAD, B.; MUSTAPHA, A. Removal of 4-chloro-2-methylphenoxyacetic acid from water by MIL-101(Cr) metal-organic framework: kinetics, isotherms and statistical models. **Royal Society Open Science**, v. 8, 201553, 2021.
- ISIYAKA, H. A.; JUAHIR, H.; PHIL- P. Water quality modelling using artificial neural network and multivariate statistical techniques. **Modeling Earth Systems and Environment**, v. 5, p. 583-593, 2019.
- JIANG, Z.; ZHOU, K.; SHARMA, V.K. Occurrence, transportation, monitoring and treatment of emerging micro-pollutants in waste water - A review from global views. *Microchem. J.*, 110, 292–300, 2013.
- JOHNSON, S. F. Methemoglobinemia: infants at risk. **Current Problems in Pediatric and Adolescent Health Care**, v. 49, n. 3, p. 57-67, 2019.
- KHORDAGUI, H. K.; MANCY, H. K. Formation of trihalomethanes during disinfection of drinking water. **Water Quality Bulletin**, p. 37-43, 2015.
- KUBÍNOVÁ, T.; KYNCL, M. Comparison of standard methods for determining the color of water in several countries. **IOP Conference Series: Earth and Environmental Science**, v. 900, 012018, 2021.
- LEE, C.W.; YOO, D.G. Decision of water quality measurement locations for the identification of water quality problems under emergency link pipe operation. **Applied Sciences**, v. 10, 2707, 2020.
- LI, J.; TONG, Y.; GUAN, L.; WU, S.; LI, D. A turbidity compensation method for COD measurements by UV-Vis spectroscopy. **Optik**, v. 186, p. 129-136, 2019.
- MA, Z.; LI, H.; YE, Z. Application of modified water quality index (WQI) in the assessment of coastal water quality in main aquaculture areas of Dalian, China. **Marine Pollution Bulletin**, v. 157, 111285, 2020.

- MARTÍNEZ, de Z. F. J. M.; GARCÍA, Í. J. P.; DOMÍNIGUEZ, C. M. Metahemoglobinemia in infants over one year. **Medicina Clínica**, v. 151, n. 7, p. 278-280, 2018.
- MATO, A. P. Determinação de nitratos, nitritos e prováveis fontes de contaminação em águas de poços e sua influência na metahemoglobinemia infantil. Dissertação de Mestardo, São Paulo, 1996.
- MCGINNIS, S.; MARINI, D.; AMATYA, P.; MURPHY, H. M. Bacterial contamination on latrine surfaces in community and household latrines in Kathmandu, Nepal. **International Journal of Environmental Research and Public Health**, v. 16, n. 2, p. 257-257, 2019.
- MEYER, S.T. O uso de cloro na desinfecção de águas, a formação de trihalometanos e os riscos potenciais à saúde pública. **Cadernos de Saúde Pública**, v. 10, n. 1, p. 99-110, 1994.
- NUNES, E. O Meio Ambiente da Grande Natal/RN. Imagem Gráfica, p. 120, 2000.
- RIGHETTO A. M.; ROCHA M. Exploração sustentada do aquífero Dunas/ Barreiras na cidade de Natal, RN. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, v.10, p. 27-38, 2005.
- PANCHA, I.; CHOKSHI, K.; MAURYA, R.; TRIVEDI, K.; PATIDAR, S. K.; GHOSH, A.; MISHRA, S. Salinity induced oxidative stress enhanced biofuel production potential of microalgae *Scenedesmus* sp. CCNM 1077. **Bioresource Technology**, v. 189, p. 341-348, 2015.
- PARK, J.; KIM, K.T.; LEE, W.H. Recent advances in information and communications technology (ICT) and sensor technology for monitoring water quality. *Water*, v. 12, n. 2, 510, 2020.
- QUEIROZ, E.T. Diagnóstico de águas minerais e potáveis de mesa do Brasil. In: Congresso Brasileiro de Águas Subterrâneas, 2004, Cuiabá. Cuiabá: ABAS, 2004.
- RICHARDS, L. A.; VUACHÈRE, M.; SCHÄFER, A. I. Impact of pH on the removal of fluoride, nitrate and boron by nanofiltration/reverse osmosis. **Desalination**, v. 261, n. 3, p. 331-337, 2010.
- RIVEROS-PEREZ, E.; RIVEROS, R. Water in the human body: An anesthesiologist's perspective on the connection between physicochemical properties of water and physiologic relevance. **Annals of Medicine and Surgery**, v. 26, p. 1-8, 2018.
- SANTOS, G. R.; PAULINO, G. S. P.; BORGES, G. P. I.; SANTIAGO, A. F.; DA SILVA, G. A. Avanços analíticos baseados em modelos de calibração de primeira ordem e espectroscopia UV-Vis para avaliação da qualidade da água: uma revisão - Parte 1. **Química Nova**, v. 45, n. 3, p. 314-323, 2022.



- SHI, Z.; CHOW, C. W. K.; FABRIS, R.; LIU, J.; JIN, B. Applications of online UV-Vis spectrophotometer for drinking water quality monitoring and process control: a review. **Sensors**, v. 22, n. 8, 2987, 2022.
- SILVA, J. M.; MELO, J. G. DE; DINIZ FILHO, J. B. Mapeamento da vulnerabilidade à contaminação das águas subterrâneas do Sistema Aquífero Barreiras na Bacia no Rio Pirangi/RN utilizando os Métodos GOD, DRASTIC e IS. **Águas Subterrâneas**, v. 34, n. 1, p. 1-17, 2020.
- SIMÕES, J. C.; YOSHIMOTO, N.; YAMAMOTO, S. Thermodynamic analysis of polyphenols retention in polymer resin chromatography by van't Hoff plot and isothermal titration calorimetry. **Journal of Chromatography**, 2019.
- VARNIER, C. L.; HIRATA, R. Contaminação da água subterrânea por nitrato no parque ecológico do Tietê. **Revista da Associação Brasileira de Águas Subterrâneas**, v. 16, p. 77-82, 2002.
- WANG, K.; YU, J.; HOU, D.; YIN, H.; YU, Q.; HUANG, P.; ZHANG, G. Optical detection of contamination event in water distribution system using online Bayesian method with UV-Vis spectrometry. **Chemometrics and Intelligent Laboratory Systems**, v. 191, p. 168-174, 2019.
- WHO - World Health Organization. Health and sustainable development - Housing and health - Housing and health risks - Waterborne disease related to unsafe water and sanitation, 2019. Acesso: 4 de julho 2022.
- WU, S.; HU, S.; FAN, W.; ZHANG, X.; WANG, H.; LI, C.; DENG, J. Nitrite exposure may induce infertility in mice. **Journal of Toxicologic Pathology**, v. 35, p. 75-82, 2022.
- WU, X.; TONG, R.; WANG, Y.; MEI, C.; LI, Q. Study on an online detection method for ground water quality and instrument design. **Sensors**, v. 19, 2153, 2019.
- ZHANG, J.; HOU, D.; WANG, K.; HUANG, P.; ZHANG, G.; LOÁICIGA, H. Real-time detection of organic contamination events in water distribution systems by principal components analysis of ultraviolet spectral data. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 24, 12882, 2017a.
- ZHANG, C.; LI, C.; ZHENG, X.; ZHAO, J.; HE, G.; ZHANG, T. Effect of pipe materials on chlorine decay, trihalomethanes formation, and bacterial communities in pilot scale water distribution systems. **International Journal of Environmental Science and Technology**, v. 14, p. 85-94, 2017b.
- ZHENG, X.; ZHANG, S.; HUANG, D.; ZHANG, L.; ZHANG, J. A pilot-scale deep bed denitrification filter for secondary effluent treatment using sodium acetate as external carbon. *Water Environment Research: a Research Publication of the Water Environment Federation*, 2018.

ZHU, X.; CHEN, L.; PUMPANEN, J.; KEINÄNEN, M.; LAUDON, H.; OJALA, A.; PALVIAINEN, M.; KIIRIKKI, M.; NEITOLA, K.; BERNINGER, F. Assessment of a portable UV-Vis spectrophotometer's performance for stream water DOC and Fe content monitoring in remote areas. **Talanta**, v. 224, 121919, 2021.

ANÁLISE FÍSICO-QUÍMICA E MICROBIOLÓGICA DA ÁGUA DO RIO ITAPECURU NA CIDADE DE COLINAS-MA

PHYSICO-CHEMICAL AND MICROBIOLOGICAL ANALYSIS OF THE WATER OF THE RIVER ITAPECURU IN THE CITY OF COLINAS-MA

DOI: 10.51859/AMPLA.APP2385-8

Janaína da Silva Moraes Ferreira ¹

Wagner do Nascimento Soares ²

Wesley Fernandes Araújo ³

Lindalva de Moura Rocha ⁴

Gabriela Almeida de Paula ⁵

¹Graduada do curso de Enfermagem. Universidade Estadual do Maranhão – UEMA

²Mestre em Química Analítica. Universidade Federal do Piauí – UFPI

³Mestre em Desenvolvimento e Meio Ambiente. Universidade Federal do Piauí – UFPI/Prodema

⁴Doutoranda em Biotecnologia. Universidade Federal do Piauí – UFPI/Renorbio

⁵Doutora em Biotecnologia. Universidade Federal do Ceará – UFC/Renorbio e professora associada da Universidade Federal do Piauí, no Centro de Ciências Agrárias, Departamento de Fitotecnia.

RESUMO

O consumo de água é indispensável para manutenção do organismo do homem e é necessário que esta tenha uma boa qualidade, sendo necessário que passe por processos de tratamento e sejam avaliados os níveis microbiológicos e físico-químicos. O objetivo analisar a qualidade da água do rio Itapecuru que abastece o município da cidade de Colinas – MA, a fim de investigar se a sua adequabilidade para o consumo humano. As amostras coletadas seguiram a metodologia disposta no Manual Prático de Análise de Água da Fundação Nacional de Saúde. Foram coletadas 4 amostras em pontos distintos, das quais, 3 foram no rio Itapecuru para análise da água bruta (antes de passar por algum tratamento) e 1 realizada em um local público, em uma torneira na orla do rio. Os resultados físico-químicos apresentaram valores adequados para o consumo, com exceção dos parâmetros de Oxigênio Dissolvido (todas as amostras) e do pH da água tratada que se mostrou bastante inferior ao estabelecido pela portaria GM/MS nº 888/2021. Os resultados microbiológicos da água tratada apresentaram-se satisfatórios para o consumo humano, conforme é constituído pelo ministério da saúde. No entanto a água que não recebe

tratamento apresentou resultados positivos tanto para Coliformes Totais quanto para *Escherichia Coli*. Portanto, são necessárias algumas melhorias, principalmente em aspectos físico-químicos, tendo em vista que a água distribuída deve ser de qualidade adequada e em quantidade suficiente para que o homem atenda todas suas necessidades, uma vez que é fundamental à proteção da saúde pública e ao desenvolvimento socioeconômico das cidades.

Palavras-chave: Qualidade da água. Saneamento básico. Água potável. Poluição.

ABSTRACT

The consumption of water is essential for the maintenance of the human organism and it is necessary that it has a good quality, being necessary that it goes through treatment processes and the microbiological and physical-chemical levels are evaluated. The objective is to analyze the quality of the water of the Itapecuru river that supplies the municipality of the city of Colinas - MA, in order to investigate its suitability for human consumption. The samples collected followed the methodology set out in the Practical Manual for Water Analysis of the National Health Foundation. Four samples were

collected at different points, of which 3 were in the Itapecuru River for analysis of raw water (before undergoing any treatment) and 1 carried out in a public place, at a tap on the edge of the river. The physical-chemical results showed adequate values for consumption, with the exception of the parameters of Dissolved Oxygen (all samples) and the pH of the treated water, which proved to be much lower than that established by the GM/MS Ordinance No. 888/2021. The microbiological results of the treated water were satisfactory for human consumption, as established by the Ministry of

Health. However, the water that does not receive treatment showed positive results for both Total Coliforms and *Escherichia Coli*. Therefore, some improvements are necessary, mainly in physical-chemical aspects, considering that the water distributed must be of adequate quality and in sufficient quantity for man to meet all his needs, since it is fundamental to the protection of public health and to the socio-economic development of cities.

Keywords: Water quality. Sanitation. Potable water. Pollution.

1. INTRODUÇÃO

Os rios são considerados a principal fonte de água potável e um importante recurso de água doce, sendo uma fonte indispensável de vida biológica em diferentes ambientes (AL-ABOODI; ABBAS; IBRAHIM, 2018). Segundo a Agência Nacional de Águas e Saneamento Básico (ANA, 2019) a vazão de rios e reservatórios garante a disponibilidade de água da superfície, estima-se que a disponibilidade de água subterrânea no Brasil é de aproximadamente 14.650 m³/s.

Na última década, uma extensa degradação da qualidade da água tem sido provocada pelo rápido desenvolvimento da indústria, agricultura e urbanização. A qualidade das águas superficiais tornou-se uma questão importante e sensível em vários países devido ao medo de que a água doce se torne um recurso escasso no futuro (SILVA; CARVALHO; CARDOSO, 2019).

Nos últimos anos o rio Itapecuru, no estado do Maranhão, vem sofrendo degradação sem limites, devido ao desmatamento de suas margens, queimadas e principalmente por ações de origem humana, destacando a descarga de esgoto recorrente da urbanização ocupacional e desordenada, em razão da construção de imóveis irregulares, o que causa grandes impactos ambientais (PAULA, 2021).

Como o consumo de água é indispensável para manutenção do organismo do homem, é necessário que esta tenha uma boa qualidade (MARIN-MORALES, 2016), pois a água sem tratamentos adequados pode acarretar em inúmeras doenças causadas por microrganismos patogênicos presentes na água, por isso é necessário que a água passe por processos de tratamento e sejam avaliados os níveis microbiológicos e físico-químicos, assim como é estabelecido pela portaria GM/MS nº 888/2021, só então, após

ela ser examinada e está isenta de microrganismos capazes de causar danos à saúde é que ela deverá ser distribuída para população (VERGÍNIA, 2017; BRASIL, 2021).

Para análise microbiológica da água há dois tipos de bactérias, heterotrófica e os coliformes (totais e fecais), que estão presentes na água não tratada, e que podem ser encontradas após passar por tratamento, quando o mesmo não é realizado adequadamente. A sua ingestão de forma contaminada por substância de origem fecal pode ocasionar inúmeros casos de enterites, diarreias infantis, doenças epidêmicas, pneumonias, meningites e infecções intestinais, ocasionalmente levando o indivíduo ao óbito. Por isso é tão importante que seja realizado as análises bacteriológicas, para assim saber se ela está ou não em condições de ser ingerida (PAULUS, 2017).

Para a Organização Mundial de Saúde (OMS, 2019), o saneamento de forma segura é essencial para a saúde, contribuindo desde a prevenção de infecções até melhorias do bem-estar mental e social. Por outro lado, a sua ausência pode dar lugar a patologias, como: diarreias, doenças tropicais e enfermidades transmitidas por vetores.

O Instituto Trata Brasil (ITB, 2012) informa que os riscos relacionados à água podem ser provocados por dois fatores: ingestão de maneira contaminada por agentes biológicos; e por resultados de poluentes químicos e radioativos, geralmente efluentes de esgotos industriais ou causados por acidentes ambientais. Na questão da mortalidade, o ITB (2017) mostra que doenças como diarreia, dengue e leptospirose crescem em cidades com saneamento básico precário ou ausente.

Visto que a qualidade da água é um fator imprescindível para a saúde de uma população, e a falta de acesso à água potável constitui alto risco de transmissão de doenças, os parâmetros físico-químicos, microbiológicos e radioativos devem atender aos padrões de potabilidade do capítulo V art. 27 da Portaria vigente GM/MS Nº 888, de 4 de maio de 2021 no qual estipula que para a água possa ser distribuída para população, suas características devem ser isentas de microrganismos patogênicos (BRASIL, 2021).

Segundo Rodrigues e Oliveira (2022), para determinar se uma água está própria ou não para o consumo humano, não só a parte visível da água deve estar em equilíbrio, como a coloração cristalina ou isenta de materiais orgânicos, mas também fatores imperceptíveis para os olhos ou paladar. Os parâmetros físico-químicos são indicadores primordiais de qualidade e o desequilíbrio desses indicadores pode indicar comprometimento da água e acarretar complicações à saúde.

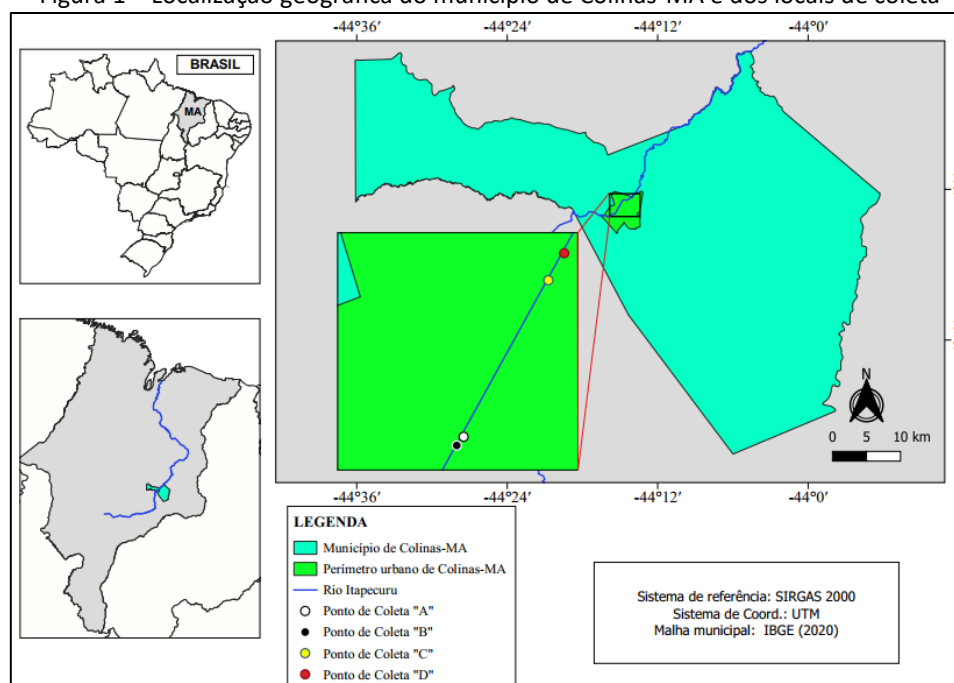
Com isso, o objetivo dessa pesquisa é analisar a qualidade da água do rio Itapecuru que abastece a cidade de Colinas no estado do Maranhão, a fim de investigar se está adequada físico-químico e microbiologicamente para o consumo humano.

2. PROCEDIMENTO METODOLÓGICOS

2.1. CARACTERIZAÇÃO E LOCAL DA PESQUISA

O presente estudo é de natureza experimental, com abordagem quanti-qualitativa, foi realizado na cidade de Colinas-MA (Figura 1).

Figura 1 – Localização geográfica do município de Colinas-MA e dos locais de coleta



Fonte: Agência Nacional de Águas e Saneamento Básico - ANA (2020); Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística - IBGE (2020) – Elaborado por: Wesley Fernandes Araújo

Sua população é de 41.443 habitantes de acordo com o Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE). Além disso, é a maior cidade da microrregião das Chapadas do Alto Itapecuru, com uma área de 1.980,552 km² e a sua densidade demográfica é de 20,92 habitantes por km² (IBGE, 2021).

Os pontos de coleta foram determinados de forma aleatória ao longo da extensão do rio na área urbana do município, efetuadas no dia 26 de maio de 2022 em quatro pontos específicos na cidade de Colinas-MA e as análises realizadas no mesmo dia. O princípio de localização foi com base nos possíveis impactos causados ao rio pela urbanização da cidade. Deste modo, os pontos de coleta no Rio Itapecuru na cidade de

Colinas – MA ocorreram nos seguintes locais: A – Orla do rio (água tratada); B – Balneário (água bruta); C – Rua atrás de um campo (água bruta); D – Local utilizado para lavar roupas na margem do rio (água bruta).

A cidade é desprovida de uma estação de tratamento de esgoto, tem seus resíduos descartados no rio Itapecuru, poluindo-o e dificultando o tratamento, além de contaminar a água que abastece a cidade; sendo assim um fator de risco para saúde dos habitantes de Colinas, entre todos os que moram em ruas próximas ao rio sendo eles obrigados a fazer uso da água não tratada, uma vez que se trata de pessoas de baixa renda. Esse estudo além de analisar a qualidade da água de Colinas, tem como meta levar o problema para as autoridades locais, a fim de melhorar a qualidade de vida da população em geral.

2.2. COLETA DAS AMOSTRAS

As amostras coletadas, seguiram a metodologia disposta no Manual Prático de Análise de Água (BRASIL, 2013). Foram coletadas 4 amostras em pontos distintos, sendo 3 no rio Itapecuru para análise da água bruta, e 1 coleta de água tratada, sendo esta coleta realizada em um local público, em uma torneira na orla do rio Itapecuru.

Foi coletada uma única amostra de água para cada ponto de coleta da pesquisa. Após as coletas, as amostras foram identificadas, sendo utilizado frascos de vidros de 100 mL, Autoclavados, vedados com papel alumínio na tampa, para o armazenamento das amostras.

As amostras de água foram acondicionadas em caixas térmicas com gelo em gel em temperaturas adequadas de transporte, e levados para análise, no mesmo dia da coleta, para o Laboratório de Físico-Química e de Microbiologia do Núcleo de Estudos, Pesquisa e Processamento de Alimentos – NUEPPA da Universidade Federal do Piauí, Campus Ministro Petrônio Portela (UFPI/CMPP). Este estudo também foi realizado em parceria com o Departamento de Química (UFPI/CMPP) e no Laboratório de análises de combustíveis da mesma Instituição de Ensino Superior.

2.3. ANÁLISES FÍSICO-QUÍMICAS

Para cada amostra coletada analisou-se: pH, amônia, nitrito, oxigênio dissolvido, dureza e condutividade (Quadro 1).

Quadro 1 - Parâmetros e métodos Físico-Químicos de análise da água.

Parâmetros	Método	Unidade de Medida
pH	Potenciométrico (pHmetro)	pH.
Amônia Indotest	Azul de Indofenol	mg L ⁻¹ N-NH ₃
Nitrito	Alfanaftilamina	mg L ⁻¹ N-NO ₂
Oxigênio Dissolvido	Winkler (Não utiliza ácido sulfúrico)	mg L ⁻¹ O ₂
Dureza Total	Titulação argentimétrica	-
Condutividade	Potenciométrico (Condutivímetro)	m/v

Fonte: AlfaKit (2022).

Cada parâmetro foi analisado em triplicata por equipamento específico ou pelo Alfakit® Potability Kit (código 2693) conforme metodologia orientada pelo fabricante. O kit é adequado para avaliação da qualidade da água e monitoramento de água em poços, água tratada para residências, escolas ou empresas, cuja visualização é feita por comparação colorimétrica. Os estudos envolvendo a análise de parâmetros físico-químicos de pH e condutividade seguiram a metodologia da *Official Association for Analytical Chemistry*.

2.4. ANÁLISE MICROBIOLÓGICA

A pesquisa de Coliformes Totais e termotolerantes foi realizada com o COLItest®. O mesmo foi desenvolvido para detecção simultânea de Coliformes Totais, fecais e *Escherichia Coli* através da técnica da cultura, sendo validado frente a APHA/AWWA/WEF, descrito no *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*, pelo Instituto de Tecnologia de Alimentos (ITAL) sob análise nº MB-1836/05.

3. RESULTADOS E DISCUSSÃO

3.1. AVALIAÇÃO FÍSICO-QUÍMICA

A Tabela 1 que segue apresenta os dados relativos aos parâmetros físico-químicos analisados. Observa-se que os resultados estão dentro do padrão em praticamente todos os aspectos para os pontos B, C e D, exceto para Oxigênio Dissolvido e em quase todos do ponto de coleta A (água tratada), no qual verificou-se que o pH e condutividade não atendiam as exigências normativas. Neste último foi o que apresentou o índice de Oxigênio Dissolvido mais próximo do ideal, mas ainda assim abaixo do que deveria ser.

Tabela 1 - Resultado das análises Físico-Química.

Parâmetros	Unidade de medida	Valor de referência	Ponto A	Ponto B	Ponto C	Ponto D
pH	pH.	6,0 a 9,0	3,56	6,13	6,28	6,44
Amônia Indotest	mg L ⁻¹ N-NH ₃	Até 1,2	1,0	0,50	0,25	0,50
Nitrito	mg L ⁻¹ N-NO ₂	Até 1,0	0,0	0,0	0,0	0,0
Oxigênio Dissolvido	mg L ⁻¹ O ₂	Acima de 5,0*	4,0	2,0	2,0	2,0
Dureza Total	CaCO ₃ mg l ⁻¹	Até 300	50	60	40	30
Condutividade	m/v	Até 100**	174,8	64,1	57,8	51,0

Fonte: Autoria Própria (2022). *Valor de Oxigênio Dissolvido com base no Programa Nacional de Avaliação da Qualidade das Águas – PNQA; **Valor de condutividade com base na Funasa (2014).

3.1.1. ANÁLISE DE PH

O pH é um parâmetro que expressa a concentração do íon hidrogênio e a intensidade da condição ácida, neutra ou básica de uma amostra (SILVA et. al., 2021). O anexo XX da Portaria de Consolidação nº 888/2021 do Ministério da Saúde estabelece padrões de potabilidade para consumo humano, sendo permitida uma faixa de 6 a 9,0 (BRASIL, 2021). O valor apresentado na Tabela 1, para água tratada mostra um valor bastante inferior ao estabelecido pela legislação, podendo dizer que a água tratada analisada é ácida. O pH das demais amostras apresentaram parâmetro conforme estabelecido pela portaria vigente.

O pH baixo deixa a água corrosiva, enquanto com pH elevado propendem a formar incrustações nas tubulações, prejudicando instalações industriais. Já no corpo humano o pH muito ácido ou muito básico ocasionará perda de proteínas, bem como pode implicar na parada do funcionamento de enzimas, provocando prejuízos ao organismo (LIMA et al., 2019).

3.1.2. ANÁLISE DO NÍVEL DE AMÔNIA

Em se tratando da quantidade de amônia, a portaria 888/2021 estabelece um limite de concentração que é de 1,2 mg/L para água de consumo humano e a resolução CONAMA 430/2011 limita uma concentração de 20 mg/L de Nitrogênio amoniacal em efluentes para descarte em corpos (hídricos) receptores (BRASIL, 2021; CONAMA, 2011).

O resultado obtido das análises das amostras de ambos os pontos de coleta A, B, C e D estão em conformidade com a legislação vigente e com a resolução 430/2011 do Conama. Por ser um produto da degradação de compostos orgânicos e inorgânicos do solo e água, a amônia é um composto que ocorre naturalmente em corpos d'água. Resultado da excreção da biota onde o nitrogênio gasoso é reduzido por

microrganismos ou por troca gasosa com a atmosfera. A presença de amônia na água mostra que há poluição ocasionada pela degradação de matéria orgânica nitrogenada, contaminação por fertilizantes ou à descarga de efluentes industriais com nitrogênio amoniacal.

3.1.3. ANÁLISE DE NITRITO

O nitrogênio pode ser encontrado de várias maneiras, como Nitrogênio orgânico, nitrogênio amoniacal e nitrito e nitrato. Existem várias fontes de nitrogênio em corpos d'água, uma das principais fontes de nitrogênio é descarga de esgoto doméstico e efluente indústria (SILVA, 2021).

A Tabela 1 mostra que não há presença de nitrito em nenhuma das amostras analisadas, seguindo os parâmetros estabelecidos pela portaria 888/2021 e pela Resolução CONAMA Nº 430/2011.

Para a saúde animal, o excesso de nitrito e nitrato pode causar Intoxicações, tendo em conta que nos ruminantes (ovinos e bovinos) e os monogástricos (equinos) existem certas bactérias em seu trato digestivo que podem transformar nitratos em nitritos. Para humanos, adultos que ingerem grandes quantidades de nitratos através da água, é excretado na urina sem complicações graves. No entanto, crianças pequenas, bebês de seis meses têm bactérias em seus tratos digestivos que reduzem nitrato a nitrito, portanto, quando o nitrito entra no sangue, ocorre uma reação à hemoglobina, formação de um composto de metemoglobina, ocasionando na diminuição do transporte de oxigênio no sangue (SILVA, 2021).

3.1.4. ANÁLISE DE OXIGÊNIO DISSOLVIDO (OD)

A portaria do ministério da saúde não define um VMP para esse parâmetro, no entanto Programa Nacional de Avaliação da Qualidade das Águas (PNQA) geralmente apresentam valores superiores a 5mg/L, uma vez que águas poluídas por efluentes domésticos mostram baixa concentração de OD, sendo que ele é no processo de decomposição da matéria orgânica. Para Bortoli (2016) é importante avaliá-lo uma vez que o oxigênio dissolvido é utilizado para determinar certo grau de poluição e de autodepuração de um corpo hídrico.

Todavia, observou-se que tal valor não foi alcançado por nenhuma das amostras coletadas, sendo a mais próxima do ideal a da água tratada (ponto A) e bem abaixo disso

na água do leito do rio (pontos B, C e D), o que demonstra um nível de poluição presente no mesmo.

3.1.5. ANÁLISE DE DUREZA TOTAL

A dureza total da água é um parâmetro utilizado para diagnosticar a qualidade da água destinada ao consumo humano. A dureza da água pode ser classificada como temporária ou permanente. A dureza temporária é por causa dos bicarbonatos de cálcio e magnésio que, quando a água é fervida, se decompõem com a precipitação dos respectivos carbonatos. A dureza residual é devido aos cloretos e sulfatos, que não é eliminada por ebulição, constitui a dureza permanente. Portanto a dureza total da água é a soma das durezas temporária e permanente e é expressa em mg/L ou $\mu\text{g/L}$ de carbonato de cálcio (CUNHA, 2017).

Os valores médios para Dureza Total das amostras de água bruta variaram de 30 mg/L a 60 mg/L e a amostra de água tratada 50 mg/L. de acordo com Cunha (2017), a água pode ser classificada como: menor que 15: muito branda; de 15 a 50: branda; de 50 a 100: moderadamente branda; de 100 a 200: dura; maior do que 200: muito dura.

Diante disso pode-se dizer que a água do rio Itapecuru sem tratamento está entre branda e moderadamente branda, estando também dentro do padrão de dureza total estabelecido pela portaria GM/MS nº 888 que institui 300 mg/L como VMP.

3.1.6. ANÁLISE DE CONDUTIVIDADE

Não há um valor máximo permitido (VMP) de condutividade elétrica estabelecida pela legislação GM/MS nº 888 de 2021. No entanto, de acordo com a Fundação Nacional de Saúde (FUNASA, 2014) o VMP para condutividade elétrica é de 100 $\mu\text{S/cm}$ (Micro Siemens por centímetro), pois sabe-se que enquanto as águas naturais contêm teores de condutividade na faixa de 10 a 100 $\mu\text{S/cm}$, em ambientes poluídos por esgotos domésticos ou industriais os valores podem chegar a 1.000 $\mu\text{S/cm}$.

Entre as amostras analisadas, a coletada no ponto “A” (água tratada) foi a que apresentou o um valor maior, conforme mostrado na Tabela 1, em comparação com as demais amostras que ficaram entre 51,0 $\mu\text{S/cm}$ e 64,1 $\mu\text{S/cm}$. O índice da amostra coletada no ponto “A” em questão passou dos 100 $\mu\text{S/cm}$ que a Funasa indica como adequado.

3.2. AVALIAÇÃO MICROBIOLÓGICA

A análise microbiológica da água visa fornecer informações sobre a potabilidade da água. Para ser considerado próprio para consumo humano, não deve apresentar microrganismos causadores de doenças, especialmente por contaminação fecal de humanos ou animais de sangue quente, um exemplo dessa poluição é o esgoto doméstico, na qual estão presentes os microrganismos que podem colocar em risco a saúde humana (PORCY et. al., 2020).

Se houver coliformes totais e *Escherichia coli*, o pH do meio de cultura se altera, por causa da fermentação da lactose, fazendo com que o meio de cultura COLItest® mude sua cor inicial de púrpura para amarelo. Tal fato foi verificado em 3 das 4 amostras coletadas (Figura 2).

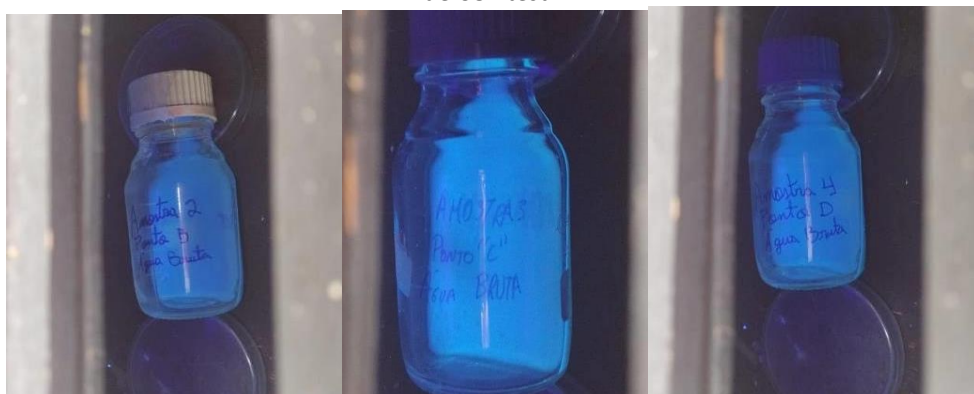
Figura 2 – Análise microbiológica para confirmação de presença de coliformes totais por meio do método de COLItest®.



Fonte: Autoria Própria (2022). Amostras dos Pontos B, C e D, respectivamente.

Ao mesmo tempo, o produto contém em sua formulação MUG que uma vez hidrolisado libera um Fluoróforo, podendo ser observado fluorescência azul visível na luz ultravioleta, quando há contaminação por *Escherichia coli* (Figura 3).

Figura 3 – Análise microbiológica para confirmação de presença de *Escherichia coli* por meio do método de COLItest®.



Fonte: Autoria Própria (2022). Amostras dos Pontos B, C e D, respectivamente.

Deste modo, observou-se que as análises microbiológicas das amostras de água bruta (água sem tratamento) do rio Itapecuru coletadas no ponto “B”, “C” e “D” tiveram resultados positivos para coliformes totais e positivos para *Escherichia coli* (Quadro 2).

Quadro 2- Resultados das análises Microbiológicas.

Parâmetros	Ponto A	Ponto B	Ponto C	Ponto D
Coliformes	Negativo	Positivo	Positivo	Positivo
<i>Escherichia coli</i>	Negativo	Positivo	Positivo	Positivo

Fonte: Autoria Própria (2022).

Esses resultados mostram a possibilidade de propagação de inúmeros patógenos (bactérias, vírus, protozoários) entre os moradores da rua beira rio, uma vez que pode ser observado que os habitantes daquela rua fazem uso da água sem tratamento em dias que não há água nas torneiras, observou-se também que a população costuma tomar banho e escovar os dentes no rio e com a água do rio, tais hábito podem ocasionar doenças diarreicas e doenças gastrointestinais na população.

Já a amostra de água tratada do rio Itapecuru, fornecida por uma torneira coletada no ponto “A” teve resultado negativo tanto para coliformes totais como para *Escherichia coli* (Quadro 2), seguindo assim o padrão de potabilidade estabelecido pela portaria nº 888 de 2021 sendo, dessa maneira, de grande importância para a saúde humana.

4. CONSIDERAÇÕES FINAIS

Os resultados microbiológicos obtidos da água tratada se apresentaram satisfatórios para o consumo humano, conforme é estabelecido pelo ministério da saúde. No entanto a água que não recebe tratamento apresentou resultados positivos tanto para Coliformes Totais quanto para *Escherichia coli*.

Tendo em vista que parte da população ainda utiliza a água do rio sem tratamento o que torna um fator prejudicial para a saúde de seus cidadãos. Por esse motivo, é importante que seja realizado ações voltadas ao manejo correto da água para consumo, uma vez que a água contaminada pode acarretar em inúmeras enfermidades de veiculação hídrica.

Quanto aos resultados físico-químicos, observou-se níveis abaixo do ideal para Oxigênio Dissolvido em todas as amostras, indicando haver poluição do rio, como já era

esperado, tendo em vista a ocorrência de lançamentos de poluentes no mesmo através de efluentes e resíduos domésticos e comerciais.

Os demais índices da análise físico-químicos das quatro amostras apresentaram valores adequados para o consumo, com exceção do pH da água tratada que se mostrou bastante inferior ao estabelecido pela portaria GM/MS nº 888/2021 e da condutividade que ficou acima do permitido.

Por fim, destaca-se que a água distribuída para a população deve ser de qualidade adequada e em quantidade suficiente para que o homem atenda todas suas necessidades, uma vez que é fundamental para a proteção da saúde pública e ao desenvolvimento econômico e social dos locais atendidos por determinado recurso hídrico.

Ao mesmo tempo, é preciso um maior cuidado tanto por parte da população e empresas, no sentido de evitar a poluição ao longo de todo leito dos rios, assim como dos órgãos responsáveis pela distribuição da água para consumo, principalmente quando se trata de melhorar os indicadores que não estão dentro dos padrões de exigência de qualidade.

REFERÊNCIAS

- Agência Nacional de Águas e Saneamento Básico - ANA. **Conjuntura de recursos hídricos no Brasil 2019**: informe anual / Agência Nacional de Águas. Brasília: ANA, 2019. 100p. CDU 556.04(81). Disponível em: https://www.snirh.gov.br/porta1/centrais-de-conteudos/conjuntura-dos-recursos-hidricos/conjuntura_informe_anual_2019-versao_web-0212-1.pdf. Acesso em: 20 jun. 2022.
- AL-ABOODI, Ali H.; ABBAS, Sarmad A.; IBRAHIM, Husham T. Effect of Hartha and Najibia power plants on water quality indices of Shatt Al-Arab River, south of Iraq. **Applied Water Science**, v. 8, n. 2, p. 1-10, 2018.
- BORTOLI, Jaqueline de. **Qualidade físico-química e microbiológica da água utilizada para consumo humano e dessedentação animal em propriedades rurais produtoras de leite na região do Vale do Taquari/RS**. 2016. Dissertação de Mestrado. PPGAD; Ambiente e Desenvolvimento.
- BRASIL. Ministério da Saúde. Fundação Nacional de Saúde. **Manual de controle da qualidade da água para técnicos que trabalham em ETAS**– Brasília: Funasa, 2014.

- BRASIL. Fundação Nacional de Saúde. **Manual prático de análise de água** – 4. ed. – Brasília: Funasa, 2013. 150 p.
- BRASIL. Ministério da Saúde. **Portaria GM/MS nº 888**, de 4 de maio de 2021. Altera o Anexo XX da Portaria de Consolidação GM/MS nº 5, de 28 de setembro de 2017, para dispor sobre os procedimentos de controle e de vigilância da qualidade da água para consumo humano e seu padrão de potabilidade. Disponível em: <https://www.in.gov.br/web/dou/-/portaria-gm/ms-n-888-de-4-de-maio-de-2021-318461562>. Acesso em: 20 de abril de 2022
- CONAMA - Conselho Nacional do Meio Ambiente. **Resolução nº 430, de 13 de maio de 2011**. Dispõe sobre as condições e padrões de lançamento de efluentes, complementa e altera a Resolução no 357, de 17 de março de 2005, do Conselho.
- CUNHA, I.; SILVA, P. **Determinação da dureza total e permanente da água**. FEUP, 2017. Disponível em: [https://web.fe.up.pt/~up201308548/anexos/final%20\(2\).pdf](https://web.fe.up.pt/~up201308548/anexos/final%20(2).pdf). Acesso em: 11 jul. 2022.
- IBGE. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. **Panorama (Colinas-MA)**. 2021. Disponível em: <https://cidades.ibge.gov.br/brasil/ma/colinas/panorama>. Acesso em: 15 jun. 2022
- ITB. Instituto Trata Brasil. **Manual do saneamento básico**, 2012. Disponível em: <http://www.tratabrasil.org.br/datafiles/uploads/estudos/pesquisa16/manual-imprensa.pdf>. Acesso em: 25 mai. 2019.
- ITB. Instituto Trata Brasil. **Ranking do saneamento**, 2017. Disponível em: <http://www.tratabrasil.org.br/estudos/estudos-itb/itb/ranking-do-saneamento-2017>. Acesso em: 10. mai. 2019.
- LIMA B. L. F. et. al. **Avaliação de parâmetros de potabilidade da água e de consumo do Instituto Federal Catarinense - Campus Araquari**. Projeto de Iniciação Científica Integrada (PIC-QUIMI), IFSC, 2019. Disponível em: <https://quimica.arauari.ifc.edu.br/wp-content/uploads/sites/20/2020/04/TRABALHO-FINAL-AVALIA%C3%87%C3%83O-DE-PAR%C3%82METROS-DE-POTABILIDADE-DA-%C3%81GUA-E-DE-CONSUMO-DO-INSTITUTO-FEDERAL-CATARINENSE-CAMPUS-ARAQUARI.pdf>. Acesso em: 10 jul. 2022.
- MARIN-MORALES, M.A. **Importância da água para a vida e garantia de manutenção da sua qualidade**. Instituto de biociências - UNESP, 2016. Disponível em: <http://conexaoagua.mpf.mp.br/arquivos/artigos-cientificos/2016/10-importancia-da-agua-para-a-vida-e-garantia-de-manutencao-da-sua-qualidade.pdf>. Acesso em: 20 jun. 2022.

- NOGUEIRA E. F. R., et al. Análise comparativa da qualidade da água disponível para consumo nos bebedouros de escolas públicas do município de Santo Inácio do Piauí. **Revista Eletrônica Acervo Saúde**, 2018. Vol. Sup. 14, S1742- S1746.
- OMS - Organização Mundial da Saúde. **Guías para el saneamiento y la salud. [Guidelines on sanitation and health]**. Ginebra: Organización Mundial de la Salud, 2019. Disponível em: https://www.who.int/water_sanitation_health/publications/guidelines-on-sanitation-and-health/en/. Acesso em: 4 out. 2020.
- PAULA, L. R. et al. Análise físico-química da qualidade da água do rio Itapecuru no município de Caxias-MA. **Research, Society and Development**, v. 10, n. 15, 2021.
- PAULUS, A. E. **Qualidade microbiológica da água dos bebedouros para consumo em escolas municipais de missal – paraná**. 2017. TCC (Tecnologia em Gestão Ambiental) – Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Medianeira, 2017. Disponível em: <https://repositorio.utfpr.edu.br/jspui/bitstream/1/13499/1/qualidademicrobiol%C3%B3gicabebedourosconsumo.pdf> . Acesso em: 20 de abril de 2022
- PORCY, C.; et al. Avaliação microbiológica da água de consumo de casas localizadas em área alagada em um município do estado Amapá. **Revista Eletrônica Acervo Saúde**. 2020, Vol.12(4) | e2938 | DOI: <https://doi.org/10.25248/reas.e2938.2020>.
- RODRIGUES, H. V. A.; OLIVEIRA, C. S. P. ÁGUA PARA CONSUMO HUMANO: UM LEVANTAMENTO SOBRE ARTIGOS PUBLICADOS. **Revista Visão Acadêmica**, Curitiba, v.23, n.2, 2022.
- SILVA, F. P.; CARVALHO, C. V. A.; CARDOSO, A. M. GESTÃO DA ÁGUA: A Importância de Políticas Públicas para a Implementação do Reuso de Água no Brasil. **Episteme Transversalis**, [S.l.], v. 10, n. 2, ago. 2019.
- SILVA R. R. et. al. Avaliação da qualidade microbiológica e físico-química da água de um trecho do Rio Capibaribe, no município de São Lourenço da Mata, Pernambuco, Brasil. **Revista Brazilian Journal of Development**, Curitiba, v.7, n.6, 2021.
- VERGÍNIA, F. D. **Monitoramento da estação de tratamento de água do município de Imbituba-sc**. 2017. Monografia (Bacharelado em química) – Universidade do Sul de Santa Catarina, Tubarão, 2017. Disponível em: <https://repositorio.animaeducacao.com.br/handle/ANIMA/11539>. Acesso em: 20 de abril de 2022

ANÁLISE MICROBIOLÓGICA DAS ÁGUAS DO RIO PITIMBU NO MUNICÍPIO DE PARNAMIRIM/RN

MICROBIOLOGICAL ANALYSIS OF THE WATERS OF THE PITIMBU RIVER IN THE CITY OF PARNAMIRIM/RN

DOI: 10.51859/AMPLA.APP2385-9

Célia Dantas Guimarães¹

Grazielle Castro¹

Julia Samara Pereira de Souza²

Liliane Estevam Marques³

Jonathan Ferreira dos Santos³

Heryka Myrna Maia Ramalho⁴

¹ Graduada em Ciências Biológicas. Universidade Potiguar – UNP

² Pós-graduanda em Data Science e Informática em Saúde. Universidade Potiguar – UNP

³ Graduandos em Ciências Biológicas. Universidade Potiguar – UNP

⁴ Professor do Programa de Pós-Graduação em Biotecnologia. Universidade Potiguar – UNP

RESUMO

A água apresenta inúmeras utilidades, uma delas é o abastecimento para o consumo humano, que deve se apresentar de forma potável. O Rio Pitimbu desempenha um importante papel em relação a disponibilidade de água doce superficial para a cidade de Natal, mas vem sofrendo ações antrópicas, que comprometem a qualidade de suas águas, aumentando o risco de doenças ao homem. As bactérias do grupo coliformes são usadas como indicadores para medir o grau de poluição da água por coliformes totais e termotolerantes. Sendo assim, o objetivo deste trabalho foi avaliar a qualidade microbiológica das águas do Rio Pitimbu, sendo escolhidos os pontos de análise no município de Parnamirim/RN. Foram realizadas coletas e análises microbiológicas. Conforme a Portaria GM/MS nº 888, de 04/05/2021 do Ministério da Saúde, as águas do Rio Pitimbu estão impróprias para o consumo humano no período analisado, pois há presença de coliformes termotolerantes nas amostras coletadas, porém, de acordo com a resolução do Conama nº 274 as águas do rio encontram-se própria para a balneabilidade. Assim, conclui-se que o Rio Pitimbu tem a qualidade de suas águas comprometida por atividades antrópicas, sendo necessário realizar o monitoramento da

qualidade desta água e desenvolver ações de conscientização que preservam e conservam esse recurso.

Palavras-chave: Água. Rio Pitimbu. Balneabilidade. Coliformes.

ABSTRACT

Water has numerous uses, one of which is the supply for human consumption, which must be presented in a potable form. Pitimbu River plays an important role related to the availability of surface fresh water for Natal city, but which has been suffering anthropic actions, compromising the quality of its waters, and increasing the risk of disease in humans. Coliform bacteria are used as indicators to measure the degree of water pollution by total and thermotolerant coliforms. Therefore, the objective of this work was to evaluate the microbiological quality of the waters of the Pitimbu River, being chosen as the place of analysis, the city of Parnamirim/RN. Collections and microbiological analyses were carried out. According to Ordinance No. 888 of 04/05/2021 of the Ministry of Health, the waters of the Pitimbu River are unfit for human consumption, as there are thermotolerant coliforms in the samples collected, however, according to Conama resolution nº 274, the

waters of the river are suitable for bathing. Therefore, it is concluded that the Pitimbu River has the quality of its waters compromised by human activities, being necessary to monitor

this water's quality, and develop awareness actions to preserve and preserve this resource.

Keywords: Water. Pitimbu River. Bathing. Coliforms.

1. INTRODUÇÃO

A água é a base da vida no Planeta Terra, pois mantém a biodiversidade, a sobrevivência da espécie humana, além de suportar a economia de regiões, países e continentes. Portanto, entender a água como substância, é entender seu papel ecológico, econômico e social. Além disso, os constituintes da água, as substâncias e compostos presentes, possuem uma relação direta nas suas características físicas, químicas e biológicas (SENA, 2008; TUNDISI; TUNDISI, 2020).

A água apresenta inúmeras utilidades, uma delas é o abastecimento para o consumo humano, devendo-se apresentar de forma potável. Além de necessário para a saúde da população em geral, a água potável também é responsável pelo equilíbrio do meio ambiente. Para a sua utilização em recreação, irrigação e no uso industrial, a água tem que estar isenta de contaminantes. Já para o uso da navegação as exigências são menos restritivas (SENA, 2008; HE *et al.*, 2021).

O território brasileiro abriga uma das maiores bacias hidrográficas em todo o mundo, e comporta cerca de 12% de água doce superficial que se pode encontrar no planeta (VALENTI *et al.*, 2021). Desta forma, o Brasil é considerado um país privilegiado na disponibilidade de água doce para a sua população (GOMES, 2011).

O estado do Rio Grande do Norte apresenta alguns rios importantes, dentre estes, o rio Pitimbu que banha a zona sul de Natal, capital do estado, e que merece atenção especial, pois desempenha um importante papel em relação a disponibilidade de água doce superficial para a cidade (CONPLAM, 2000). O rio Pitimbu é perene, sua nascente está a Oeste e segue na direção Noroeste/Sudeste, percorrendo as cidades de Macaíba, Natal e Parnamirim, e chega a Lagoa do Jiqui, local responsável pelo abastecimento humano da cidade do Natal/RN (SENA, 2008; MACIEL, 2021).

No entanto, ao longo das últimas décadas, a expansão urbana e desordenada vem causando impactos ambientais no rio, em função do assoreamento, a perda da mata ciliar e o lançamento de dejetos industriais e domésticos (BORGES, 2002; OLIVEIRA, SILVA E TAVARES, 2020). Os impactos ambientais sofridos nas margens do rio

Pitimbu em decorrência da ocupação humana foram avaliados durante um período de 10 anos, entre 2009 a 2019. Como resultado, os autores relataram que houve um aumento na demanda de água no local, bem como, o rio passou pelo processo de assoreamento, tornando-o uma área com um acréscimo em seu nível de degradação e causando maior risco ao rio (DÉLIO, 2020). Assim, essas ocupações ocasionam a contaminação e comprometem a qualidade da água, aumentando assim o risco de doenças ao homem causadas por agentes patogênicos (IGARN, 2005).

A qualidade da água é influenciada por fatores climatológicos e geológicos como temperatura, cobertura florestal, chuvas e escoamento do solo, sendo também impactado por atividades humanas, particularmente descarga de produtos orgânicos e inorgânicos, escoamentos agrícolas (por exemplo, fertilizantes) e de esgoto (CHÁCON *et al.* 2018).

Problemas de poluição fecal são comuns a todas as nações independentemente de posição econômica, embora o nível e tipo de poluição possam variar entre os países (SINGH, 2014). A avaliação precisa e abrangente da qualidade microbiana da água é de suma importância para que ambas, antigas e novas, fontes de água possam ser empregadas com segurança (SINGH, 2014).

No Brasil, as normas do Padrão de Potabilidade estão definidas pela Portaria GM/MS nº 888, de 4 de maio de 2021 - Ministério da Saúde, capítulo v, em que estes, definem que a água em seu estado próprio para o consumo humano deve ser livre de *Escherichia coli* ou coliformes termotolerantes com ausência em 100 mL ou positividade de até 5% para coliformes totais.

A Bacia Hidrográfica do rio Pitimbu é um importante manancial utilizado para o abastecimento de água da cidade do Natal/RN, contudo o crescimento urbano desordenado e a ocupação indiscriminada das áreas adjacentes ao rio vêm ocasionando grandes impactos ambientais nestes locais, contaminando assim suas águas. Diante do exposto, o objetivo do presente trabalho foi avaliar a qualidade microbiológica da água do rio Pitimbu em relação aos níveis de coliformes totais e termotolerantes, assim como a eficácia da estação de tratamento do Jiqui com relação a água para o abastecimento da cidade do Natal/RN.

2. MATERIAIS E MÉTODOS

2.1. ÁREA DE ESTUDO

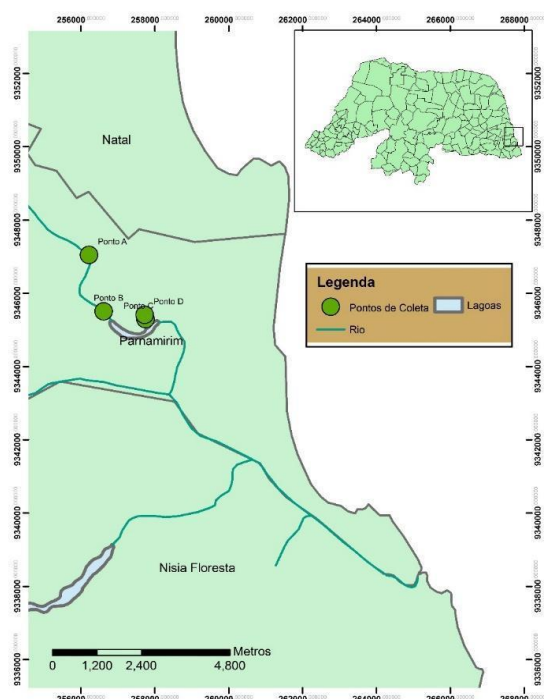
O estudo foi realizado na bacia hidrográfica do rio Pitimbu, que se encontra inserido em três municípios do Rio Grande do Norte: Macaíba, Parnamirim e Natal, localizado entre os paralelos ($35^{\circ}50'00''$ e $5^{\circ}57'53''$ S) e os meridianos ($35^{\circ}11'08''$ e $35^{\circ}23'19''$ W), perfazendo uma área de aproximadamente 123,53 km. O rio Pitimbu apresenta 36 km de comprimento, nasce em Macaíba, na comunidade de Lagoa Seca e alimenta a lagoa do Jiqui e posteriormente deságua no riacho Taborda (SENA, 2008; MACIEL, 2021).

2.2. COLETA DAS AMOSTRAS

Foram contemplados quatro pontos de coleta, distribuídos da seguinte forma: O ponto A se refere ao ponto onde localiza-se a ponte que dá acesso ao bairro da COOPHAB; O ponto B é o local da ponte que dá acesso a EMPARN; O ponto C é o local da lagoa do Jiqui e o ponto D, a Estação de Tratamento do Jiqui. Tendo como coordenadas dos pontos A ($5^{\circ}54.166'S$ e $35^{\circ}12.121'W$), B ($5^{\circ}55.011'S$ e $35^{\circ}11.906'W$), C ($5^{\circ}55.131'S$ e $35^{\circ}11.296'W$) e D ($5^{\circ}55.033'S$ e $35^{\circ}11.298'W$). As localizações dos pontos podem ser verificadas na figura 1.

As coletas das amostras foram realizadas entre os meses de maio a outubro, permitindo a avaliação dos parâmetros microbiológicos nos meses mais chuvosos e menos chuvosos da região em estudo. As visitas ao campo ocorreram uma vez por mês, ao final de cada mês, no turno matutino entre os horários de 06hs e 08hs.

Figura 1 - Mapa de localização da área de estudo do Pitimbu nos Municípios de Natal/RN, Parnamirim/RN.



Fonte: Autoria própria.

A descrição das características do entorno dos pontos escolhidos para a coleta do material encontra-se na Tabela 1.

Tabela 1 - Descrição do entorno dos pontos de coleta.

Pontos	Descrição
Ponto A	Apresenta influência urbana direta. Margens desmatadas e assoreadas. Inadequada disposição do lixo.
Ponto B	Influência urbana direta. Fontes pontuais de esgotos domésticos. Inadequada disposição do lixo. Ocupação por habitações, margens desmatadas e assoreamento.
Ponto C	Não apresenta influência urbana direta.
Ponto D	Não apresenta influência urbana direta.

Fonte: Autoria Própria.

Para a realização das coletas foram utilizados frascos de vidros esterilizados em autoclave (todos identificados com nome, local, data e hora) que foram mergulhados a uma profundidade de aproximadamente 20cm a 30cm, tendo o cuidado de não encher o frasco por completo. Nos pontos A e B, a água foi coletada adentrando-se no rio, colocando o frasco no sentido contrário ao da correnteza e afastando-se da margem de, pelo menos, três metros. Já no ponto C a coleta ocorreu sem adentrar-se na lagoa do Jiqui, coletando a água bem próximo à margem da lagoa e no ponto D a coleta ocorreu

segundo as normas estabelecidas para águas tratadas de acordo com o manual da FUNASA (2013).

2.3. ANÁLISE MICROBIOLÓGICA

O método utilizado para a análise microbiológica das amostras foi o de números mais provável (NMP) e a técnica utilizada foi a de tubos múltiplos, que revela a existência de coliformes através de testes presuntivos e confirmativos em conformidade com a APHA (1999), adotado no manual prático de análises da água da Fundação Nacional de Saúde (FUNASA, 2013).

Para o preparo do meio de cultura, os tubos de Durhan foram colocados na posição invertida dentro dos tubos de ensaio, e em seguida foi preparado o meio de cultura, segundo os procedimentos da FUNASA (2013).

Para as análises microbiológicas, foi realizado inicialmente um teste presuntivo, para a aplicação da técnica dos tubos múltiplos, um método quantitativo que permite determinar o NMP. Para tal, tomou-se uma bateria contendo 15 tubos de ensaio distribuídos de 5 em 5; nos primeiros 5 tubos (os que contêm Caldo Lactosado (C.L.) de Concentração Dupla) foi inoculado, com pipeta esterilizada, 10 mL de amostra da água a ser examinada em cada tubo (diluição 1:1). Nos 5 tubos restantes (os que contêm C.L. de concentração simples), inoculou-se 1 mL da amostra (diluição 1:10) em cada tubo, e nos 5 últimos tubos, inoculou-se 0,1 mL da amostra, em cada tubo (diluição 1:100), em seguida incubaram-se os tubos em estufa bacteriológica à temperatura de $35^{\circ}\text{C} \pm 0,5$ durante 24 à 48 h. Ao se passarem 24/48 horas, se não houver a formação de gás dentro do tubo de Durhan, o teste presuntivo será negativo. Mas, se houver a formação de gás e turvação do meio, este será positivo.

Neste último caso, parte-se para os testes confirmativos. Retira-se amostra dos testes positivos nas três diluições (1:1; 1:10 e 1:100), colocou-se o mesmo número de tubos contendo o meio de cultura Caldo Bile Verde Brilhante (CBVB) à 2%, e com alça de platina flambada e resfriada, retira-se de cada tubo positivo uma amostra e inocula-se no tubo contendo o meio CBVB. Depois identifica-se os tubos e em seguida incubado a 37°C , durante 48 horas.

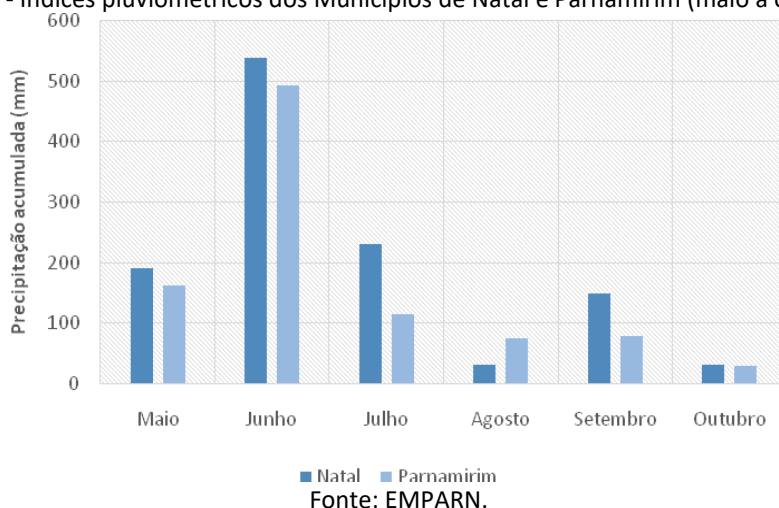
Para se determinar o NMP, verifica-se a combinação formada pelo número de tubos positivos que apresentaram as diluições 1:1; 1:10 e 1:100. Para determinação do

NMP de *Escherichia coli*, serão retiradas amostras de todos os testes presuntivos positivos nas diluições 1:1; 1:10 e 1:100, e transfere-se com alça de platina flambada e resfriada, uma porção para os tubos contendo o caldo *E.Coli*. Depois levou-se para o banho de água por 30 minutos à $44,5 \pm 0,2^\circ \text{C}$, durante 24 ± 2 horas; se no final de 24 horas ou menos houver a formação de gás, este resultado será indicativo da presença de coliformes de origem fecal.

3. RESULTADOS E DISCUSSÃO

Ao proceder-se a análise dos resultados, pode-se verificar que nos meses que foram realizadas as coletas de água do rio Pitimbu para verificação dos parâmetros microbiológicos, ocorreram variações nos índices pluviométricos das cidades de Natal e Parnamirim, dados provenientes da EMPARN, de acordo com o disposto na figura 2.

Figura 2 - Índices pluviométricos dos Municípios de Natal e Parnamirim (maio a outubro).

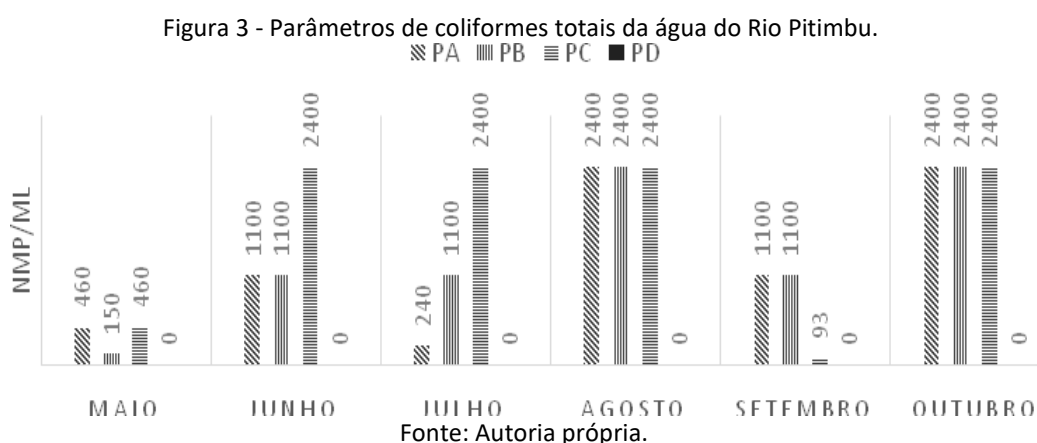


Dentre os meses analisados verificou-se que em maio houve o início do período chuvoso em ambos os municípios, com destaque para o mês de junho em que ocorreu alto índice pluviométrico, seguido pelo mês de julho e setembro, em Natal, e dos meses de julho, agosto e setembro, em Parnamirim. Nos demais meses, agosto e outubro, constata-se uma redução do índice pluviométrico, podendo ser considerados meses com índices pluviométricos mais baixos. Vale ressaltar que no mês de junho, o dia anterior à coleta das amostras houve um elevado índice de precipitação.

De acordo com Souza e colaboradores (2014), às características espaço-temporais de um rio podem ser resultantes tanto da interação com a bacia hidrográfica

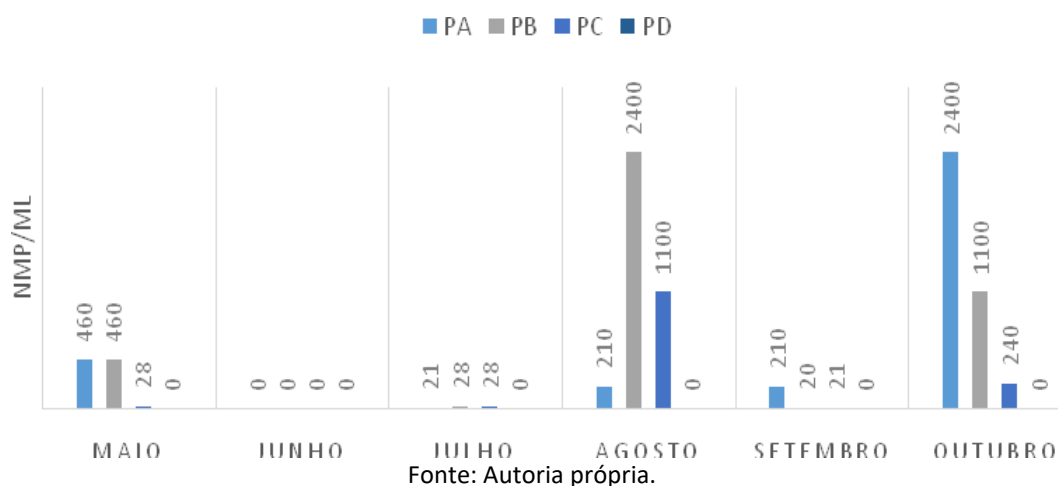
quanto de flutuações na hidrografia da região em que este encontra-se inserido, sendo assim, os padrões do fluxo de água podem ser diferenciados, variando de acordo com as estações ou em curtos períodos, como dias. Esta informação corrobora com as constatações realizadas no decorrer deste trabalho, pois verificou-se, especialmente, uma grande variação no que diz respeito ao volume de água do manancial durante o período analisado. Desta forma, infere-se que estes fatores podem influenciar nas características biológicas da água.

Os resultados encontrados quanto à análise microbiológica das amostras do rio Pitimbu, demonstram que ocorreram variações nos pontos estudados relativamente aos diferentes meses avaliados, como descrito na figura 3.



No que se refere aos coliformes totais constata-se que estavam presentes em todas as amostras analisadas relativas aos pontos A, B e C. No ponto D, referente a Estação de Tratamento, não foram detectadas contaminações. Com relação aos meses analisados, verificou-se que o mês de maio foi o que apresentou menores resultados, enquanto que os maiores resultados foram encontrados nos meses de agosto e outubro. Os meses de junho, julho e agosto foram os que apresentaram valores idênticos para coliformes totais no ponto C. Agosto e outubro foram os meses que demonstraram valores elevados e idênticos para coliformes totais nos pontos A, B e C.

Figura 4 - Parâmetros de coliformes termotolerantes da água do Rio Pitimbu.



O mês de junho foi o único em que os resultados obtidos se apresentaram ausentes para coliformes termotolerantes nos três pontos (A, B e C), ou seja, < 3 NMP/mL. No período que antecedeu as coletas de campo no mês Junho, houve uma elevada precipitação chuvosa na qual resultou no aumento do nível das águas do rio Pitimbu, provavelmente essa precipitação tenha influenciado nos valores do referido mês. O mês de julho apresentou o menor índice para coliformes termotolerantes nos três pontos (A, B e C), comparado com os outros meses analisados.

Segundo Giatti e colegas (2004), altos índices pluviométricos provocam a diluição das cargas poluidoras em corpos d'água, consequentemente, em períodos de seca, é possível que os efluentes se tornem menos diluídos, aumentando assim o nível de contaminação do rio.

No ponto A, o mês de outubro apresentou valores mais elevados para o número de coliformes termotolerantes, seguido pelos valores decrescentes nos meses de maio, agosto e setembro. Segundo Traficante *et al* (2007) áreas onde a ocupação urbana é maior e mais concentrada, a presença de bactérias do grupo dos coliformes mostra-se mais abundante em decorrência da maior concentração de esgotos domésticos.

Nos meses de julho e setembro, o ponto B apresentou uma diminuição significativa para coliformes termotolerantes em relação aos demais meses. Provavelmente, estes valores são influenciados pelos índices pluviométricos da região, de acordo com dados apresentados nos trabalhos de Sena (2008) e Oliveira (2012).

Macedo e colaboradores (2021) pontuam que a avaliação da presença de organismos patogênicos na água é determinada pela presença ou ausência de um

organismo indicador fecal e sua respectiva concentração celular. Tendo como principais microrganismos presentes na água contaminada a *Salmonella spp.*, *Shigella spp.*, *Escherichia coli* e *Vibrio cholerae*, estes são responsáveis pelos numerosos casos de enterites, diarreias infantis e doenças epidêmicas – como a febre tifóide – que constituem grave risco para a saúde humana (BRASIL, 2014).

O mês de outubro apresentou elevados índices para coliformes termotolerantes em relação aos demais meses. Oliveira, Silva e Tavares (2020), ao realizarem a análise das águas do Rio Pitimbu em diferentes pontos, com uma coleta no mês de outubro, encontrou valores inferiores aos presentes neste trabalho. Estes valores podem ser justificados, de acordo com a localização de cada ponto, uma vez que, esse manancial vem sofrendo impactos devido ao crescimento populacional em direção a esse recurso hídrico já que o rio recebe efluentes industriais e domésticos proveniente dos municípios de Macaíba, Natal e parte de Parnamirim, e com isso, vem contribuindo para o comprometimento da qualidade da água (BORGES, 2002; SENA, 2008; KOBAYASHI, 2009). O ponto D foi o único em que nas análises microbiológicas apresentaram ausência de coliformes totais e termotolerantes em todos os meses. Este fato se justifica por este ponto referir-se à água tratada.

Os parâmetros médios de coliformes termotolerantes encontrados para todos os pontos analisados do Rio Pitimbu foram de 363,6 NMP/mL. Diante desse resultado e em comparação com a Portaria GM/MS nº 888, de 4 de maio de 2021 – Ministério da Saúde, a qual rege os valores aceitáveis de contaminação para diversos tipos de água, estabelecendo que a água para consumo deve estar livre de coliformes fecais em 100 mL de água. Pode-se inferir que as águas do Rio Pitimbu não atendem aos padrões microbiológicos para o consumo humano, sendo necessário o tratamento para torná-la ideal para consumo humano.

De acordo com a Resolução Conama nº 274/00, as águas podem ser classificadas para a balneabilidade em consonância com as categorias expressas na tabela 2. Dessa forma, já que a maioria das amostras analisadas não ultrapassaram o limite de 2.500 coliformes termotolerantes por 100 mL, as águas do Rio Pitimbu em Parnamirim/RN são consideradas próprias para a balneabilidade.



Tabela 2 - Valores e classificação das águas doces segundo resolução Conama N° 274/00.

Balneabilidade	Coliformes termófilos
Excelente	< 250
Muito boa	< 500
Satisfatória	< 1000

Fonte: Autoria Própria.

Para uma melhor compreensão da distribuição dos resultados das análises e a classificação de cada amostra conforme a Resolução do Conama, os dados encontram-se presentes na Tabela 3. Os pontos A e B se enquadram no padrão de “Satisfatória” pois não ultrapassou o limite de 1.000 coliformes termotolerantes em 100 mL de água. Já o ponto C se enquadra como “Muito boa”, pois não ultrapassou o limite máximo de 250 coliformes fecais por 100 mL de água.

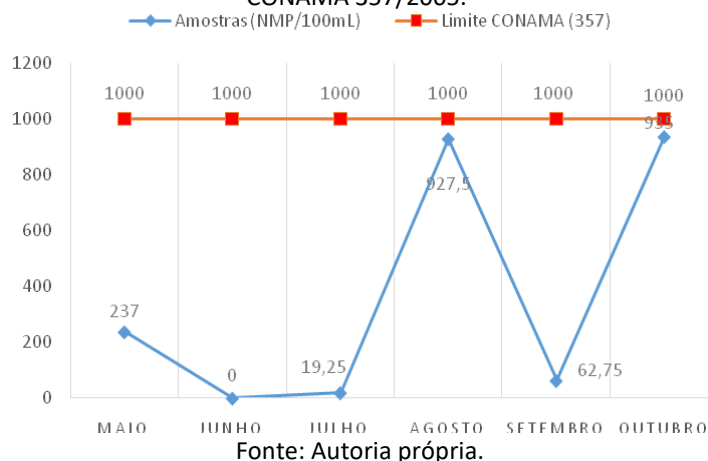
Tabela 3 - Resultado e classificação da água do rio para a balneabilidade segundo a Resolução Conama n° 274/00.

Pontos	Coliformes Fecais encontrados	Classificação
A	550	Satisfatória
B	884	Satisfatória
C	236	Excelente

Fonte: Autoria própria.

A Resolução CONAMA 357/2005 faz o enquadramento das águas quanto a uma classificação de classes para as águas doces, sendo assim, os resultados deste trabalho demonstram que a água analisada nos diferentes pontos de coleta, de acordo com os valores médios, quando comparados com os valores limites permitidos, como expresso na figura 5, demonstram que a água doce do Rio Pitimbu é da Classe 2, tendo em vista o enquadramento deste manancial.

Figura 5 - Enquadramento das águas doces dos pontos coletados de acordo com a Resolução do CONAMA 357/2005.



Fonte: Autoria própria.

4. CONSIDERAÇÕES FINAIS

Através dos resultados verificou-se que a água do rio Pitimbu no decorrer das análises encontrava-se imprópria para o consumo humano, segundo a Portaria GM/MS nº 888/2021 a qual informa que a água deve estar livre de *E. coli* em 100 mL de água. Por este motivo vê-se a importância das Estações de Tratamento no que diz respeito à purificação da água para a distribuição e abastecimento das cidades, já que foi analisada e comprovado a eficácia do tratamento de água feita na ETE do Jiqui.

No entanto, no que diz respeito ao padrão de balneabilidade, a água do rio pode ser considerada própria, conforme a Resolução Conama de nº 274/00, para verificar a classificação dos pontos analisados foi realizado uma média dos valores encontrados no decorrer dos meses, em que nos pontos A e B a água foi classificada como “Satisfatória” e “Muito boa” para o ponto C. Já no enquadramento das águas, de acordo com a Resolução CONAMA nº 357/2005 os resultados encontrados nas águas do rio Pitimbu são classificados na classe 2.

Dessa forma, pelo Rio Pitimbu ser um manancial que apresenta grande relevância para o abastecimento da cidade, é extremamente importante manter estudos sobre a qualidade de suas águas, assim como políticas e ações que visem preservar e conservar este recurso natural com tamanha importância socioeconômica para a população da capital potiguar.

REFERÊNCIAS

- BRASIL, Ministério da Saúde. Gabinete do Ministro. **Portaria GM/MS nº 888**, de 4 de Maio de 2021. Dispõe sobre os procedimentos de controle e de vigilância da qualidade da água para consumo humano e seu padrão de potabilidade. Brasília, 2021. Disponível em: <https://www.in.gov.br/en/web/dou/-/portaria-gm/ms-n-888-de-4-de-maio-de-2021-318461562>. Acesso em: 20/10/2021.
- BRASIL. Ministério do Meio Ambiente (MMA). Conselho Nacional de Meio Ambiente (CONAMA). **Resolução nº 274**, de 29 de novembro de 2000. Recomenda a adoção de sistemáticas de avaliação de qualidade das águas. Disponível em: http://www.cetesb.sp.gov.br/Agua/praias/res_conama_274_00.pdf.
- BRASIL. Ministério do Meio Ambiente (MMA). Conselho Nacional de Meio Ambiente (CONAMA). **Resolução nº 357**, de 17 de março de 2005. Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu

enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes. Diário Oficial da União, Brasília, DF, n.53, 18 mar. 2005. 27. Disponível em: . Acesso em: 10 nov. 2021.

BRASIL. FUNASA, Fundação Nacional de Saúde. **Manual Prático de análise de água**. 4ª ed. rev -Brasília - 153p, 2013. Disponível em: http://www.funasa.gov.br/site/wp-content/files_mf/manual_pratico_de_analise_de_agua_2.pdf. Acesso em: 19/04/2021.

BORGES, Aldan Nóbrega. **Implicações ambientais na bacia hidrográfica do Rio Pitimbu decorrentes das diversas formas de uso e ocupação do solo**. 2002 Tese (Mestrado em Engenharia Sanitária e Recursos Hídricos) - Departamento de Engenharia Civil, Universidade Federal do Rio Grande do Norte – UFRN, Natal/RN

COMPANHIA DE ÁGUA E ESGOTOS DO RIO GRANDE DO NORTE (CAERN). **Ofício nº 753**, de 23 de novembro de 1999 apud CONSELHO MUNICIPAL DE PLANEJAMENTO URBANO E MEIO AMBIENTE DE NATAL (CONPLAN). Esboço de Relatório sobre a qualidade da água em Natal. Natal, 2000.

DÉLIO, Thiago Henrique de Oliveira. **IDENTIFICAÇÃO DOS IMPACTOS AMBIENTAIS DECORRENTE DA URBANIZAÇÃO EM UM TRECHO NAS MARGENS DO RIO PITIMBU**. 2020. 42 f. TCC (Graduação) - Curso de Engenharia Ambiental, Universidade Federal do Rio Grande do Norte, Natal, 2020.

GIATTI, Leandro Luiz et al. Condições de saneamento básico em Iporanga, estado de São Paulo. **Revista de Saúde Pública**, São Paulo, v. 38, n. 4, p. 571-577, 2004.

GOMES. Marco Aantônio Ferreira. **Água: Sem ela seremos o planeta Marte de amanhã** - EMBRAPA - 2011 *Geólogo; D.Sc. em Solos, pesquisador da Embrapa.

HE, Juhua et al. Critical review of photocatalytic disinfection of bacteria: from noble metals-and carbon nanomaterials-TiO₂ composites to challenges of water characteristics and strategic solutions. **Science of The Total Environment**, v. 758, p. 143953, 2021.

KOBAYASHI, Rafael Takeshi. **Estudo dos aspectos qualitativos e quantitativos da água e do sedimento no baixo curso do rio Pitimbu/RN 2009**. Dissertação (Mestrado em Engenharia Sanitária) – Centro de Tecnologia – UFRN, Natal/RN

MACEDO, I. M. E.; LIMA, F. R. F.; LIMA, SANTANA, G. M. de S.; OLIVEIRA, F. H. P. C. de; CUNHA FILHO, M.; SHINOHARA, N. K. S. Análise microbiológica da água de consumo em serviços de alimentação em municípios de Pernambuco (Nordeste do Brasil)/ Microbiological analysis of drinking water in food services in municipalities in Pernambuco (Northeastern Brazil). **Brazilian Journal Of Development**, [S.L.], v. 7, n. 11, p. 103530-103542, 9 nov. 2021. South Florida Publishing LLC. <http://dx.doi.org/10.34117/bjdv7n11-124>.

- MACIEL, Lucas Bezerra. **COBRANÇA PELO USO DOS RECURSOS HÍDRICOS: UMA PERSPECTIVA PARA A BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO PITIMBU/RN**. 2021. 55 f. TCC (Graduação) - Curso de Geografia, Universidade Federal do Rio Grande do Norte, Natal, 2021.
- MELO, K. R. T. DE; GURGEL, A. R. B.; SANTANA, C. DA C. R. DE; CÂMARA, E. W. P. **Implicações ambientais decorrentes do uso e ocupação do solo em torno da bacia hidrográfica do Rio Pitimbu** – Região Metropolitana de Natal(RN) apud INSTITUTO DE GESTÃO DAS ÁGUAS DO ESTADO DO RIO GRANDE DO NORTE (IGARN), 2005.
- OLIVEIRA, A. S. de. **Uso e ocupação do solo e a concentração de metais pesados no sedimento e na água: Bacia do Rio Pitimbu 2012**. Dissertação (Mestrado em Engenharia Sanitária) - Centro de Tecnologia – UFRN, Natal/RN
- OLIVEIRA, Carmem Sara Pinheiro; DA SILVA, José Custódio; TAVARES, Jean Leite. Análise de qualidade da água e percepção ambiental da Bacia Hidrográfica do Rio Pitimbu (BHRP). **Revista Brasileira de Meio Ambiente**, v. 8, n. 3, 2020.
- SENA, Diógenes Santos de. **AValiação da Qualidade da Água do Rio Pitimbu**. 2008. 129 f. Dissertação (Mestrado) - Curso de Engenharia Sanitária, Universidade Federal do Rio Grande do Norte, Natal, 2008.
- SINGH, Atheesha; LIN, Johnson. Microbiological, coliphages and physico-chemical assessments of the Umgeni River, South Africa. **International Journal of Environmental Health Research**, [S.L.], v. 25, n. 1, p. 33-51, 12 mar. 2014. Informa UK Limited. <http://dx.doi.org/10.1080/09603123.2014.893567>.
- SOUZA, Juliana Rosa de et al. A Importância da Qualidade da Água e os seus Múltiplos Usos: Caso Rio Almada, Sul da Bahia, Brasil. **Rede - Revista Eletrônica do Prodema**, Fortaleza, v. 8, n. 1, p.26-45, abr. 2014. Disponível em: . Acesso em: 25 nov. 2014.
- TRAFICANTE, D. P. et al. Diagnóstico prévio da qualidade da água do Ribeirão Lavapés, na cidade de Botucatu-SP. In: **SIMPÓSIO INTERNACIONAL EM MANEJO DE MICROBACIAS “SUSTENTABILIDADE AMBIENTAL E AQUECIMENTO GLOBAL”**, 2.,2007, Botucatu.
- TUNDISI, José Galizia; TUNDISI, Takako Matsumura. **A água**. São Carlos: Scienza, 2020. 130 p.
- TUNDISI, J. G. **Água no século XXI: enfrentando a escassez**. São Carlos, SP: RiMa, 2003. 248 p.
- VALENTI, Wagner C. et al. Aquaculture in Brazil: past, present and future. **Aquaculture Reports**, v. 19, p. 100611, 2021.



AVALIAÇÃO DA QUALIDADE DA ÁGUA DO AÇUDE GRANDE EM CAJAZEIRAS-PB E OS IMPACTOS DAS AÇÕES ANTRÓPICAS

ASSESSMENT OF THE WATER QUALITY OF AÇUDE GRANDE IN CAJAZEIRAS-PB AND THE IMPACTS OF ANTHROPIC ACTIONS

DOI: 10.51859/AMPLA.APP2385-10

Felipe Bezerra de Sousa ¹

Antônio Carlos Rodrigues Alves ²

Damião Alves dos Santos Silva ³

Darlei Gutierrez Dantas Bernardo Oliveira ⁴

Yara Natane Lira Duarte ⁵

Everton Vieira da Silva ⁶

¹ Graduando do curso de Licenciatura em Química. Universidade Federal de Campina Grande – UFCG

² Graduando do Curso de Licenciatura em Química. Universidade Federal de Campina Grande – UFCG

³ Mestrando em Química. Programa de Pós-Graduação em Química – UFPB

⁴ Doutorando em Química. Programa de Pós-Graduação em Química – UFPE

⁵ Mestranda em Química. Programa de Pós-Graduação em Química – UFRPE

⁶ Professor Adjunto do curso de Licenciatura em Química da Unidade Acadêmica de Ciências Exatas e da Natureza. Universidade Federal de Campina Grande – UFCG

RESUMO

A açudagem foi um processo alternativo para suprimir os impactos causados pela escassez hídrica em regiões semiáridas. Porém, as ações antrópicas sobre esses corpos hídricos acabam prejudicando a qualidade da água e intensificando a sua indisponibilidade para a população. Entender as condições físico-química dessas águas e como as ações antrópicas têm impactado é o primeiro passo em busca de solucionar essas problemáticas ambientais. Assim, objetivou-se avaliar a qualidade da água e verificar os impactos causados pelas ações humanas no açude Senador Epitácio Pessoa. Realizou-se registros fotográficos de locais com evidência de ações antrópicas nas proximidades do açude. Posterior a isso, realizou-se coletas de amostras de água do açude em dez pontos diferentes para avaliação da alcalinidade total, cloretos totais, pH, condutividade elétrica, sólidos totais dissolvidos, cor aparente, turbidez e dureza total. Comparou os resultados com os valores máximos permitidos e definidos pela Portaria GM/MS nº 888/2021. Um estudo estatístico foi realizado comparando as médias

com relevância ao nível de 5% de probabilidade. Além de identificar locais com ações antrópicas os resultados das análises físico-químicas evidenciaram-se que no período chuvoso, em que o nível de água é elevado, o açude possui alta carga de poluição. As amostras mais próximas da região com habitação e/ou maior interferência apresentaram parâmetros de turbidez e cor fora dos padrões exigidos pela legislação. Logo, nota-se a necessidade de ações que conscientize a população e comércio local a respeito dos impactos causados pelas ações poluidoras sobre o açude.

Palavras-chave: Açudagem. Potabilidade. Recursos Hídricos.

ABSTRACT

Daming was an alternative process to suppress the impacts caused by water scarcity in semi-arid regions. However, human actions on these water bodies end up harming water quality and intensifying its unavailability for the population. Understanding the physical-chemical conditions of these waters and how human actions have

impacted them is the first step towards solving these environmental problems. Thus, the objective was to evaluate the water quality and verify the impacts caused by human actions in the Senador Eptácio Pessoa reservoir. Photographic records were made of places with evidence of anthropic actions in the vicinity of the dam. After that, samples of water from the dam were collected at ten different points to evaluate total alkalinity, total chlorides, pH, electrical conductivity, total dissolved solids, apparent color, turbidity and total hardness. It compared the results with the maximum values allowed and defined by Ordinance GM/MS nº 888/2021. A statistical study was performed

comparing the means with relevance at the 5% probability level. In addition to identifying places with anthropic actions, the results of the physical-chemical analyzes showed that in the rainy season, with high water levels, they indicate that the dam has a high pollution load. The samples closest to the region with housing and/or greater interference showed turbidity and color parameters outside the standards required by legislation. Therefore, there is a need for actions that make the population and local businesses aware of the impacts caused by polluting actions on the dam.

Keywords: Weir. Potability. Water resources.

1. INTRODUÇÃO

A água é um recurso natural indispensável para a manutenção dos seres vivos no planeta Terra, bem como essencial em diversas atividades cotidianas, tais como a produção de alimentos, a necessidade fisiológica e o abastecimento da população, se tornando necessário o armazenamento para realização dessas ações. No entanto, grande parte dos reservatórios de água vêm sendo degradados pelas ações do homem, elevando os níveis de contaminação e tornando as águas dos mananciais impróprias para consumo (MARINHO, 2018).

No contexto do semiárido nordestino, os açudes vieram como uma alternativa para minimizar ou eliminar os efeitos da escassez hídrica, com o propósito de armazenar as águas provenientes das precipitações pluviométricas e utilizá-las no período de seca (MONTE, 2013). Visto que, a população é carente de água e sofre muito quando o período de seca chega, pois esse recurso hídrico é vital para a sobrevivência humana.

O município de Cajazeiras no interior da Paraíba, surgiu as beiras do Açude Senador Eptácio Pessoa, conhecido popularmente como Açude Grande. Esse manancial fez parte historicamente da pequena cidade, auxiliando no desenvolvimento e servindo de abastecimento para a população local (SOUZA et al., 2020). Vale salientar, que essa barragem tem um grande potencial hídrico quantificado em aproximadamente 2,6 milhões de metros cúbicos, podendo ser aproveitada para promover a agricultura, agroindústria, turismo, ecoturismo, pesca, piscicultura, entre outras atividades que movimentaria a economia da cidade (SOUZA, 2015).

Todavia, no momento atual, o Açude Grande recebe efluentes dos esgotos domésticos e industriais não tratados. Ao redor do açude há uma ocupação e apropriação desordenada por parte da construção civil, tendo como resultado, a carga hídrica poluída e eutrofizada, poluição visual causada pela construção de moradias e prédios em desacordo com a legislação, um verdadeiro desequilíbrio ambiental (ALMEIDA; FONSECA, 2005).

Nesse contexto, a análise da qualidade da água é muito importante para definir medidas e tecnologias a serem tomadas (COLLARES et al., 2021). É necessário também verificar os impactos gerados pelas ações humanas, com o intuito de promover ações por parte da sociedade como todo para solucionar esse problema, a fim de não repetir mais os mesmos erros executados pelas gerações passadas.

Por conseguinte, o objetivo do presente estudo constitui-se em avaliar a qualidade da água do Açude Grande e verificar os impactos causados pelas ações antrópicas locais.

2. METODOLOGIA

2.1. CLASSIFICAÇÃO DA PESQUISA

A pesquisa caracterizou-se como sendo do tipo exploratória, visto que, foram verificados os impactos causados pelas ações antrópicas locais, e explicativa, pois com a análise da qualidade da água, pôde-se averiguar as consequências resultantes das ações humanas. A abordagem é baseada no estudo qualitativo e quantitativo, uma vez que buscou a compreensão dos fenômenos envolvidos a partir da natureza dos dados coletados (OLIVEIRA, 2019).

2.2. CARACTERIZAÇÃO DA LOCALIZAÇÃO DA PESQUISA

O trabalho foi desenvolvido no Açude Senador Epitácio Pessoa (Açude Grande), que se encontra na cidade de Cajazeiras, a 476,5 km da capital João Pessoa, no estado da Paraíba. Foram definidos dez pontos (codificados de P1 a P10) distribuídos ao redor desse manancial para coleta de amostras de água, esses pontos estão dispostos conforme descrição geográfica no mapa (Figura 1).

Figura 1 – Mapeamento dos Pontos de Coleta



Fonte: Google Maps / Edição - Autoria própria.

2.3. ETAPAS DA PESQUISA

O estudo foi desenvolvido em dois momentos, sendo o primeiro através do registro fotográfico das ações antrópicas e o segundo destacado na coleta das amostras e as análises dos parâmetros com os métodos que foram utilizados, e como os resultados foram analisados. A água foi captada em garrafas de polietileno, ficaram acondicionadas em caixas isoladas termicamente e refrigeradas. Posteriormente, as amostras foram encaminhadas ao Laboratório de Química da Unidade Acadêmica de Ciências Exatas e da Natureza do Centro de Formação de Professores – UACEN/CFP/UFCG.

2.3.1. PRIMEIRO MOMENTO: REGISTRO DAS AÇÕES ANTRÓPICAS LOCAIS

Foi realizado o registro fotográfico dos pontos que indicavam constantes ações humanas, tal como a existência de tubulações de esgoto ligadas ao manancial, resíduos sólidos descartados nas margens, processos que indicam a ocorrência de eutrofização e construções que invadem as margens dessa represa. A análise sobre os impactos que essas ações geraram e as consequências que trouxeram para o açude de forma geral foram realizadas de modo qualitativo.

2.3.2. SEGUNDO MOMENTO: COLETA E ANÁLISE DE AMOSTRAS COLETADAS EM

DIFERENTES PONTOS DO RESERVATÓRIO HÍDRICO

As amostras foram analisadas através de parâmetros físico-químicos da água, de acordo com métodos analíticos descrito no Manual Prático de Análise de Água da Funasa (2013), quanto aos parâmetros de alcalinidade total (titulação com Ácido Sulfúrico (H_2SO_4) a 0,01N), cloretos (titulação com Nitrato de Prata (AgNO_3) a 0,014N), pH (medidor de pH da marca tecnopon e modelo mPa210), condutividade elétrica e sólidos totais dissolvidos (STD) (condutivímetro de bancada da marca SCHOT e modelo CG – 853), cor (Colorímetro da marca Lovibond e modelo PCCHECKIT), turbidez (turbidímetro da marca Del Lab e modelo DLT – WV) e dureza total (titulação com EDTA a 0,0141N).

Os dados foram comparados a partir da Portaria GM/MS nº 888, de 4 de maio de 2021 em seus anexos, que dispõe dos Valores Máximos Permitidos de qualidade da água em seus aspectos físicos, químicos, radioativos e microbiológicos, definindo água potável como sendo aquela que não ultrapasse os padrões estabelecidos e que não ofereça riscos à saúde (BRASIL, 2021).

Os dados foram analisados em triplicata para maior confiabilidade dos resultados e avaliados estatisticamente através do software Assistat, sendo para isso adotado o método de comparação das médias conforme o teste de Tukey, com relevância ao nível de 5% de probabilidade (OLIVEIRA, 2019).

3. RESULTADOS E DISCUSSÃO

Com o intuito de demonstrar as práticas antrópicas com relação ao Açude Grande, nos pontos de coleta foi verificado e registrado essas ações em fotografias. Dessa maneira, na Figura 2 estão dispostas as imagens que destacam as condições em alguns pontos do reservatório.

Na Figura 02 observa-se o descarte de resíduos sólidos as margens do açude, uma prática geralmente realizada por pessoas que residem no entorno ou que fazem uso para práticas esportivas, como a caminhada. Logo, observa-se a necessidade de campanhas de conscientização e fixação de placas que proíbam o descarte de lixo no local.

Figura 2 – Registros fotográficos de ações antrópicas nas proximidades do ponto 07 de coleta das amostras da água do Açude Senador Eptácio Pessoa



Fonte: Próprio Autor (2022)

É importante destacar que, o abandono de lixo domiciliar em áreas inapropriadas, acabam por contaminar o solo e durante o período de chuvas ao ocorrer o processo de lixiviação acaba por serem desaguadas no manancial, alterando as características das águas, tornando-as impróprias para consumo. De acordo com Duarte (2021), no decorrer desse processo, há um prejuízo diretamente na qualidade desse recurso hídrico, ocorrendo a mistura de substâncias provenientes do solo as margens do açude e carregado durante o processo de lixiviação, bem como de efluentes domésticos despejados diretamente nas águas do açude.

Também ficou constatado a presença de edificações nas imediações do açude, conforme pode ser observado na Figura 3.

Figura 3 – Registros fotográficos de construções civis nas proximidades do açude Senador Eptácio Pessoa



Fonte: Próprio Autor (2022). Ponto 07 (a) e ponto 08 (b) de coleta de amostras de água

Analisando a Figura 03, percebe-se várias construções às margens desse manancial, onde a maioria delas possuem tubulações com ligação direta, possibilitando despejo diário e permanente de resíduos líquidos domésticos, acarretando na manutenção dos níveis de poluição no local.

É importante destacar que, a construção às margens de reservatórios hídricos é considerada uma prática indevida e que deve ser fiscalizada pelos poderes públicos. Uma vez que de acordo com Souza (et al., 2020) na teoria, trinta metros das margens do açude são destinados a Área de Preservação Permanente (APP), porém na prática essa área está ocupada por construções consideradas irregulares.

Na Figura 03b, percebe-se uma grande quantidade de vegetação, indicando que o açude possui pontos em processo de eutrofização. Conforme Rocha (et al., 2009), o processo de eutrofização se dá pelo enriquecimento de nutrientes principalmente através das ações do despejo de efluentes nas águas, ocorrendo uma multiplicação de organismos que formam uma camada impedindo a penetração da luminosidade, reduzindo a taxa fotossintética que diminui a concentração de oxigênio, aumentando o número de agentes decompositores que liberam toxinas e altera a qualidade da água. A figura 4 apresenta alguns pontos que destacam a deposição de efluentes no manancial.

Figura 4 – Registros fotográficos de residência e despejo de efluentes nas proximidades do ponto de coleta 03 do açude Senador Epitácio Pessoa



Fonte: Próprio Autor (2022).

Na Figura 4, foi constatado a existência de casas às margens do Açude Grande que realizam a prática de despejo de seus efluentes domésticos diretamente no manancial, sem qualquer tratamento prévio. É importante destacar que a região

apresenta edificações dos mais variados portes e não foi constatado a presença de um sistema de saneamento básico, o que induz a prática indevida que acaba favorecendo a proliferação de doenças que contaminam as águas e ampliam a infestação de insetos e outros animais indesejados, tais como ratos, baratas e outros. Em concordância com Ribeiro e Rooke (2010), o saneamento básico é importante para coleta e tratamento do esgoto, bem como dos resíduos sólidos, abastecimento de água segura para o consumo humano e drenagem das águas de chuva, com um intuito de preservar o meio ambiente e a saúde pública.

De modo geral, observa-se que as ações antrópicas presenciadas não são associadas apenas ao ato de despejar lixo nas margens do açude, mas do mesmo modo é observado diversas construções civis irregulares, degradando assim o solo nas redondezas do açude. Nota-se também, que os efluentes produzidos por essas edificações são despejados no manancial, deixando-o com uma grande carga de matéria orgânica enriquecida com minerais e nutrientes que induzem o crescimento excessivo de algas e plantas aquáticas, agravando em maior grau a situação do açude.

Figura 5 – Registro fotográfico do ponto de coleta 10 das amostras de água do açude Senador Epitácio Pessoa



Fonte: Autoria própria.

Todavia, ainda se observa a existência de poucas áreas do açude com pouca interferência humana, como é o caso do ponto 10, destacado na Figura 5. Percebe-se

que é um vasto campo, sem nenhuma edificação as margens, com uma diversificada vegetação, sem descarte de lixo nas margens.

De acordo com o que foi citado anteriormente, as ações antrópicas interferem negativamente na qualidade da água, aumentando as concentrações dos parâmetros físicos e químicos. Na Tabela 01 estão apresentados os resultados obtidos para os parâmetros de cor, turbidez, condutividade elétrica e sólidos totais dissolvidos (STD).

Tabela 01 - Resultado das Análises dos Parâmetros Físicos da Água do Açude Grande

Amostras	Cor (uH)	Turbidez (NTU)	Condutividade Elétrica ($\mu\text{S}.\text{cm}^{-1}$) ¹⁾	STD ($\text{mg}.\text{L}^{-1}$)
P01	158,4 ^e \pm 14,86	26,03 ^d \pm 1,33	262,33 ^a \pm 33,17	306,3 ^b \pm 6,02
P02	186,0 ^{cd} \pm 4,24	35,56 ^{bc} \pm 1,56	266,66 ^a \pm 21,50	316,3 ^a \pm 3,21
P03	161,2 ^{de} \pm 4,79	31,73 ^{cd} \pm 1,60	254,00 ^a \pm 26,23	310,6 ^{ab} \pm 5,50
P04	196,4 ^c \pm 6,59	38,20 ^{abc} \pm 3,56	253,33 ^a \pm 23,54	305,6 ^b \pm 1,52
P05	229,0 ^b \pm 22,93	45,76 ^a \pm 4,75	249,66 ^a \pm 15,70	306,3 ^b \pm 1,52
P06	198,4 ^c \pm 5,00	41,33 ^{ab} \pm 1,95	253,33 ^a \pm 13,01	305,3 ^b \pm 1,15
P07	204,6 ^{bc} \pm 8,59	38,56 ^{abc} \pm 4,80	275,00 ^a \pm 12,58	304,6 ^b \pm 0,57
P08	186,8 ^{cd} \pm 4,44	37,83 ^{abc} \pm 1,80	291,66 ^a \pm 5,68	309,0 ^{ab} \pm 1,00
P09	199,4 ^c \pm 14,43	41,63 ^{ab} \pm 3,13	298,33 ^a \pm 2,88	307,3 ^b \pm 3,05
P10	302,0 ^a \pm 3,63	16,36 ^e \pm 2,67	97,00 ^b \pm 0,70	98,0 ^c \pm 1,73
VMP da Portaria GM/MS Nº 888, 04/05/2021	-----	250 NTU	300 $\mu\text{S}.\text{cm}^{-1}$	6,0 a 9,5 $\text{mg}.\text{L}^{-1}$

Fonte: Próprio Autor (2022). *VMP (Valor Máximo Permitido). As médias seguidas pelas mesmas letras não diferem estatisticamente entre si. Foi aplicado o teste de Tukey ao nível de 5% de probabilidade em cada amostra nos diferentes pontos

Quanto ao parâmetro de cor aparente, observa-se que 100% das amostras estão fora dos padrões estabelecidos pela legislação vigente. Além disso, observa-se que houve diferença estatística entre os pontos avaliados. É importante destacar que tais resultados se justificam pelos sedimentos existentes e que sofrem movimentação pela ação das chuvas e/ou através de processos de lavagem do solo que deságuam no manancial, como também o constante descarte de resíduos líquidos domésticos destacados anteriormente.

De acordo com Barreto (2009) as alterações no parâmetro de cor dos corpos hídricos podem ser de origem natural, através da decomposição da matéria orgânica,

movimentação por precipitações e lavagem do solo, e/ou provenientes das ações humanas, através do derramamento de esgotos industriais ou domésticos e descarte indevido de resíduos sólidos.

Em relação a turbidez, observa-se que todas as amostras se encontram fora dos padrões estabelecidos pela Portaria GM/MS nº 888/2021. Além disso, também se constata diferenças significativas entre os diferentes pontos, destacando-se o P5, P6 e P9 que estão próximas as áreas residenciais que apresentam resultados mais elevados e podendo estes estarem também relacionados aos resíduos líquidos liberados diariamente.

É importante destacar que devido ao período chuvoso, pode ter ocorrido uma maior movimentação de sedimentos, além da presença de folhagens e galhos de árvores para o corpo hídrico, elevando com isso os valores de turbidez. Fato esse que justifica o valor superior ao encontrado no estudo de Silva (et al., 2019), que ao avaliar a qualidade da água do Açude Grande obteve um valor máximo de turbidez de 23,95 NTU.

No que diz respeito à condutividade elétrica, verifica-se que os valores obtidos são inferiores aos evidenciados por Souza (et al., 2020) que ao analisar as águas do Açude Grande no período chuvoso e seco determinou uma CE média de $500 \mu\text{S}.\text{cm}^{-1}$ e de $1063 \mu\text{S}.\text{cm}^{-1}$ respectivamente. As alterações na CE podem ser justificadas em função das alterações nos níveis de contaminação do manancial, como também no método de coleta de amostra adotada.

É importante destacar que a amostra P10 apresentou o menor valor para o CE, o que pode ser justificado em função de ser a região com evidências reduzidas de ação antrópica. Em contrapartida, as amostras P8 e P9 se sobressaem com níveis mais elevados, estando esses localizados em áreas urbanas com a evidências já destacadas anteriormente.

Acerca do parâmetro de STD, o valor máximo obtido foi de $316,3 \text{ mg}.\text{L}^{-1}$, sendo que todas as amostras foram coletadas dentro dos padrões permitidos pela legislação vigente. Constata-se também que os pontos com maior atividade antrópica (P3 a P9) apresenta STD superiores a amostra P10. Logo, se faz necessário ações de conscientização e um sistema de tratamento dos esgotos gerados pela população que reside no entorno do manancial.

É importante destacar que mesmo com a atividade antrópica destacada, os valores de STD destacados na Tabela 1 são inferiores aos obtidos em pesquisa realizada por Silva (2017) nas águas do Açude de Sumé que verificou valor máximo de 1661 mg.L^{-1} , evidenciando assim uma elevada presença de sedimentos, que podem ser oriundos da carga de poluição existente.

Na Tabela 02 encontram-se os resultados alcançados quanto as análises de alcalinidade total, cloretos, dureza total e pH.

Tabela 1 – Resultado das Análises dos Parâmetros Químicos da Água do Açude Grande

Amostras	Alcalinidade Total ($\text{mg.L}^{-1} \text{CaCO}_3$)	Cloretos (mg.L^{-1})	Dureza Total ($\text{mg.L}^{-1} \text{CaCO}_3$)	pH
P01	$194^a \pm 5,65$	$0,070^a \pm 0,006$	$160,38^a \pm 8,40$	$7,276^e \pm 0,03$
P02	$190^{ab} \pm 8,48$	$0,069^a \pm 0,001$	$154,44^{ab} \pm 0,01$	$7,470^d \pm 0,06$
P03	$180^b \pm 0,01$	$0,073^a \pm 0,001$	$154,44^{ab} \pm 0,01$	$7,513^d \pm 0,01$
P04	$181^b \pm 1,41$	$0,071^a \pm 0,001$	$152,46^{ab} \pm 2,80$	$7,773^{ab} \pm 0,01$
P05	$184^{ab} \pm 8,48$	$0,071^a \pm 0,001$	$152,46^{ab} \pm 2,80$	$7,680^{bc} \pm 0,04$
P06	$182^b \pm 0,01$	$0,074^a \pm 0,003$	$148,50^b \pm 8,40$	$7,470^d \pm 0,01$
P07	$180^b \pm 0,01$	$0,075^a \pm 0,001$	$150,48^{ab} \pm 5,60$	$7,653^c \pm 0,01$
P08	$183^{ab} \pm 1,41$	$0,077^a \pm 0,011$	$148,50^b \pm 2,80$	$7,523^d \pm 0,01$
P09	$185^{ab} \pm 7,07$	$0,071^a \pm 0,003$	$146,52^b \pm 0,01$	$7,780^a \pm 0,02$
P10	$84^c \pm 8,48$	$0,003^b \pm 0,003$	$69,30^c \pm 2,80$	$6,813^f \pm 0,01$
VMP da Portaria GM/MS Nº 888, 04/05/2021	-----	250 mg.L^{-1}	300 mg.L^{-1}	6,0 a 9,5

Fonte: Próprio Autor (2022). *VMP (Valor Máximo Permitido). As médias seguidas pelas mesmas letras não diferem estatisticamente entre si. Foi aplicado o teste de Tukey ao nível de 5% de probabilidade em cada amostra nos diferentes pontos

Ao analisar a Tabela 2, observa-se que os dados obtidos alcalinidade total, cloretos, dureza total e pH encontram-se dentro dos padrões estabelecidos pela legislação vigente. Além disso, destaca-se que os três primeiros apresentam diferença estatística entre os diferentes pontos, o que pode ser justificado em função do período chuvoso que aumentou o nível da água e consequentemente pode ter dissolvido parte dos compostos relacionados aos parâmetros destacados.

Com relação aos teores de cloretos, verifica-se que são inferiores aos encontrados por Silva (et al., 2019) que ao realizar a determinação desse parâmetro nas

águas do Açude Grande em período seco obteve níveis médios acima de 100 mg.L^{-1} , logo constata-se que o período de coleta das amostras pode ser um fator determinante, principalmente no que diz respeito ao volume de água existente no manancial.

Estudos apontam que altos índices de cloretos podem estar relacionados com o despejo de efluentes, seja doméstico ou industrial, bem como, os fatores geológicos e geográficos, pois em regiões de rochas primitivas os cloretos apresentam baixas concentrações se comparado em regiões costeiras, onde existem altas concentrações. Tal como pela lavagem desse solo de rochas primitivas pela chuva, carregando íons de cloro para dentro do manancial (BORGES GARCIA; BARRETO, 2010). Logo é importante destacar que mesmo apresentando atividades humanas intensas, elas não têm acarretado altas concentrações de íons e pode ser um indicativo de que é possível recuperar o manancial.

A alcalinidade fornece informações sobre características corrosivas ou incrustantes, bem como, a capacidade de neutralizar os ácidos atuando como tampão, além disso representa a presença dos íons hidroxila (OH^-), carbonatos (CO_3^{2-}) e bicarbonatos (HCO_3^-) (MAGALHÃES et al., 2014). Apesar da importância da alcalinidade total, a legislação brasileira não estabelece limite permitido para este parâmetro.

Além do mais, é importante destacar que o período chuvoso também afeta a alcalinidade total, podendo isso ser constatado ao comparar os números deste estudo com os encontrados por Silva (et al., 2019) que obteve valores acima de 220 mg.L^{-1} de CaCO_3 ao analisar as águas do Açude Grande no período seco.

Estudos de Magalhães (et al., 2014), que avaliou a qualidade da água dos açudes urbanos em Sobral CE, apontam teores de alcalinidade total de $90,24 \text{ mg.L}^{-1}$ de CaCO_3 sendo próximos ao obtido na amostra P10 que apresenta menor incidência de atividade antrópica. Em contrapartida, os dados verificados nas amostras P1 a P9 são superiores, sendo justificados principalmente pelas várias construções civis irregulares as margens do Açude Grande, bem como o processo de lixiviação do solo que carregam diferentes resíduos para o manancial.

Com referência ao parâmetro de dureza total, a legislação vigente permite valores até 300 mg.L^{-1} , estando este relacionado com as concentrações de íons de cálcio (Ca^{2+}) e magnésio (Mg^{2+}) expressos em carbonatos (OLIVEIRA, 2019). O valor máximo obtido nesse trabalho foi de $160,38 \text{ mg.L}^{-1}$ de CaCO_3 , sendo esse semelhante ao

encontrado por Sales et al. (2012) ao analisar as águas do Açude do Cumbe, evidenciando um valor máximo que foi de 157 mg.L^{-1} de CaCO_3 .

Segundo Lima (2008) a água do açude é classificada como água dura, por apresentar valores na faixa de 150 a 300 mg.L^{-1} de CaCO_3 , estando fora do padrão para o consumo humano. Os valores evidenciados podem estar também relacionados com o despejo de resíduos líquidos, construções irregulares às margens do manancial, como também os resíduos sólidos descartados em regiões próximas, ou seja, quanto mais intensa a ação antrópica maior serão os indícios de contaminação hídrica. A amostra P10 mais uma vez se destaca com menores números apresentados, estando relacionado justamente pela atividade reduzida.

Ao examinar os resultados obtidos na Tabela 02, percebe-se que o pH das amostras coletadas nos dez pontos encontram-se dentro dos padrões estabelecidos pela Portaria GM/MS nº 888/2021. No estudo de Rolim (et al., 2019) evidenciaram que o potencial hidrogeniônico do Açude Grande de Cajazeiras encontra-se em valor máximo de 8,8, dados esses superiores aos obtidos nesse estudo, podendo ser justificado em função dos diferentes períodos de coleta e nível de água do manancial armazenadas provenientes das chuvas, que pode acarretar diminuição do pH, uma vez que a água da chuva é naturalmente ácida (LIMA, 2008).

Nota-se também que os maiores níveis de pH foram evidenciados nas amostras P1 a P9 com características levemente alcalinas e o P10 aproxima-se da neutralidade. Logo, os valores dos primeiros podem ser justificados em consequência da maior solubilização de compostos, já conformados nos parâmetros anteriores e no último, a menor atividade antrópica no local.

4. CONSIDERAÇÕES FINAIS

Os açudes surgiram como uma alternativa para mitigar os impactos causados pela seca, que flagelava a população do Nordeste brasileiro. Esses reservatórios são utilizados até hoje como forma de represar a água e servir de abastecimento para as cidades.

O Açude Grande foi construído com esse intuito e contribuiu como fator de desenvolvimento da cidade de Cajazeiras. Todavia, com a construção de outro

manancial chamado de Engenheiro Ávidos, com superior capacidade de abastecimento, causou o abandono do Açude Grande por parte da população e do poder público, desprezando todo o investimento gasto e a história desse manancial.

Foi possível constatar diferentes ações antrópicas que acarretaram em alterações na qualidade da água do referido reservatório, entre elas pode-se destacar o descarte de lixo domiciliar, construções irregulares as margens do manancial, pavimentação de ruas e tubulações com ligação direta para o despejo de resíduos líquidos de modo frequente, favorecendo a efetiva poluição das águas do açude Grande, provocando consequências gerais como a não utilização para fins nobres, como também a inexistência de vida aquática, além dos processos de eutrofização evidenciados.

Com os dados obtidos nessa pesquisa, foi notório que os parâmetros de cor e turbidez estão fora dos padrões estabelecidos pela Portaria GM/MS nº 888/2021. Vale ressaltar, que os valores encontrados para STD, CE e alcalinidade são considerados altos nos pontos P1 a P9 e justificam que as ações antrópicas diárias nos locais, tem afetado a qualidade da água do manancial, tornando-a imprópria para consumo humano. Em contrapartida, a amostra P10 apresenta resultados menores quando comparado aos demais e confirmada pela atividade humana reduzida no local.

É importante destacar a necessidade da adoção de políticas públicas mais eficientes para revitalização do manancial, bem como ações de gestão ambiental de modo a evitar que ações humanas continuem a contaminar as águas do manancial. Também que é preciso que a população se conscientize e adote medidas de preservação, uma vez que o açude é um bem valioso e faz parte da história de Cajazeiras e que pode ser mais bem utilizado para diversos fins.

Portanto, esse estudo contribui para a literatura acadêmica com informações importantes sobre a conservação de recursos hídricos e auxiliará no desenvolvimento de novas pesquisas de futuros acadêmicos com o propósito de tratar sobre esse assunto que tem uma grande relevância para a sociedade como um todo.

REFERÊNCIAS

ALMEIDA, Francisco Sales de; FONSECA, Josias da Silva. **Legislação ambiental, ética e sustentabilidade:** a revitalização do açude grande de Cajazeiras-PB. 2005. 55 f. Trabalho de Conclusão de Curso (Especialização em gestão ambiental para o

semi-árido nordestino) - Centro de Formação de Professores, Universidade Federal de Campina Grande, Cajazeiras, Paraíba, Brasil, 2005. Disponível em: <http://dspace.sti.ufcg.edu.br:8080/jspui/handle/riufcg/4941>. Acesso em: 08/01/2022.

BARRETO, Paulo Roberto. **A qualidade da água dos açudes de Carira e do Buri**. 2009. 151 f. Dissertação (Mestrado em Agroecossistemas) - Universidade Federal de Sergipe, São Cristóvão, 2009. Disponível em: <https://ri.ufs.br/jspui/handle/123456789/6591>. Acesso em: 26/03/2022.

BORGES GARCIA, C. A.; BARRETO, P. R. Caracterização da qualidade da água do Açude Buri – Frei Paulo/SE. **Scientia Plena**, [S. l.], v. 6, n. 9, 2010. Disponível em: <https://www.scientiaplenu.org.br/sp/article/view/79>. Acesso em: 24/03/2022.

BRASIL, Ministério da Saúde. Gabinete do Ministro. **Portaria GM/MS nº 888**, de 4 de Maio de 2021. Dispõe sobre os procedimentos de controle e de vigilância da qualidade da água para consumo humano e seu padrão de potabilidade. Brasília, 2021. Disponível em: <https://www.in.gov.br/en/web/dou/-/portaria-gm/ms-n-888-de-4-de-maio-de-2021-318461562>. Acesso em: 20/09/2021.

COLLARES, Maria Fernanda Antunes, *et al.* Evaluation of the water quality of the Pardo River (MG) based on physical, chemical and microbiological parameters. **Research, Society and Development**, [S. l.], v. 10, n. 5, p. e60010515532, 2021. DOI: 10.33448/rsd-v10i5.15532. Disponível em: <https://rsdjournal.org/index.php/rsd/article/view/15532>. Acesso em: 04/01/2022.

DUARTE, Yara Natane Lira. **Ações antrópicas sobre o Rio Salgado no perímetro de Lavras de Mangabeira CE**: relacionando a problemática com o ensino de química. 2021. Trabalho de Conclusão de Curso (Licenciatura em Química) - Centro de Formação de Professores, Universidade Federal de Campina Grande, Cajazeiras, Paraíba, Brasil.

FUNASA, Fundação Nacional de Saúde. **Manual Prático de análise de água**. 4ª ed. rev - Brasília - 153p, 2013. Disponível em: http://www.funasa.gov.br/site/wp-content/files_mf/manual_pratico_de_analise_de_agua_2.pdf. Acesso em: 19/02/2022.

LIMA, Wesley Santos. **Qualidade da água em Ribeirópolis-SE**: o açude do Cajueiro e a Barragem do João Ferreira. 2008. 119 f. Dissertação (Mestrado em Agroecossistemas) - Universidade Federal de Sergipe, São Cristóvão, 2008. Disponível em: <https://ri.ufs.br/handle/riufs/6593?locale=pt_BR>. Acesso em: 25/03/2022.

MAGALHÃES, Yara Arruda, *et al.* Qualidade microbiológica e físico-química da água dos açudes urbanos utilizados na dessedentação animal em Sobral, Ceará. **Revista da Universidade Vale do Rio Verde**, v. 12, n. 2, p. 141-148, 2014. Disponível em:

<https://dialnet.unirioja.es/servlet/articulo?codigo=4901249> . Acesso em: 16/03/2022.

MARINHO, Randolpho Sávio de Araújo. **Biorremediação para o melhoramento da qualidade da água em rios urbanos em João Pessoa–PB: efeitos na assembleia íctica.** 2018. Dissertação de Mestrado, Programa de Pós-Graduação em Desenvolvimento e Meio Ambiente, Universidade Federal da Paraíba – João Pessoa – Paraíba – Brasil, 2018. Disponível em: <https://repositorio.ufpb.br/jspui/handle/123456789/19759> . Acesso em: 04/01/2022.

MONTE, Fernanda Patricio do. **Análise comparativa da importância de vinte açudes na bacia de Sumé-PB com o emprego de métodos multicriterial e multidecisor.** 2013. 176f. (Dissertação) Mestrado em Engenharia Civil e Ambiental), Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil e Ambiental, Universidade Federal de Campina Grande - Campina Grande - Paraíba - Brasil, 2013. Disponível em: <http://dspace.sti.ufcg.edu.br:8080/jspui/handle/riufcg/10548> . Acesso em: 04/01/2022

OLIVEIRA, Darlei Gutierrez Dantas Bernardo. **Monitoramento da qualidade das águas de cisterna da Comunidade Baixa Grande, Cachoeira dos Índios- PB.** 63f. Trabalho de Conclusão de Curso (Licenciatura em Química) - Centro de Formação de Professores, Universidade Federal de Campina Grande, Cajazeiras, Paraíba, Brasil, 2019. Disponível em: <http://dspace.sti.ufcg.edu.br:8080/jspui/handle/riufcg/11625>. Acesso em: 11/03/2022.

RIBEIRO, Júlia Werneck; ROOKE, Juliana Maria Scoralick. **Saneamento básico e sua relação com o meio ambiente e a saúde pública.** 2010. 36 f. Trabalho de Conclusão de Curso (Especialização em Análise Ambiental)–Universidade Federal de Juiz de Fora, Juiz de Fora, 2010. Disponível em: <https://d1wqtxts1xzle7.cloudfront.net/38708350/TCC->. Acesso em: 27/03/2022.

ROCHA, Silvania Arreco; LOUGON, Marcela Silva; DE OLIVEIRA GARCIA, Giovanni. Influência de diferentes fontes de poluição no processo de eutrofização. **Revista Verde de Agroecologia e Desenvolvimento Sustentável**, v. 4, n. 4, p. 1, 2009. Disponível em: <https://dialnet.unirioja.es/servlet/articulo?codigo=7476456> . Acesso em: 27/03/2022.

ROLIM, Kildery Ângelo Marias, *et al.* Avaliação da qualidade da água do Açude Grande na cidade de Cajazeiras-PB. **Revista Interdisciplinar em Saúde**, Cajazeiras-PB, v. 6, n. 3, p. 3-22, 2019. Disponível em: http://interdisciplinaremsaude.com.br/Volume_25/Trabalho_01.pdf. Acesso em: 06/01/2022.

- SALES, Ádla Maria de Jesus, *et al.* Avaliação da qualidade da água do açude do cumbe, no município do Barro, CE. **Revista Verde de Agroecologia e Desenvolvimento Sustentável**, v. 7, n. 4, p. 44, 2012. Disponível em: <https://dialnet.unirioja.es/servlet/articulo?codigo=7422278> . Acesso em: 16/03/2022.
- SILVA, Euclides Miranda. **Avaliação da qualidade de água através de parâmetros físico-química da água bruta e pós tratamento do açude de Sumé**. 2017. 51f. (Trabalho de Conclusão de Curso – Monografia), Curso de Engenharia de Biosistemas, Centro de Desenvolvimento Sustentável do Semiárido, Universidade Federal de Campina Grande, Sumé – Paraíba – Brasil, 2017. Disponível em: <http://dspace.sti.ufcg.edu.br:8080/jspui/handle/riufcg/4992>. Acesso em: 16/03/2022.
- SILVA, Marcelo Bento da, *et al.* Avaliação da qualidade físico-química da água do açude grande na cidade de Cajazeiras PB. **Anais I CONIMAS e III CONIDIS... Campina Grande: Realize Editora**, 2019. Disponível em: <https://www.editorarealize.com.br/index.php/artigo/visualizar/63259> . Acesso em: 15/03/2022.
- SOUZA, José Adnailton Pereira de. **Aspectos gerais da degradação das águas do "Açude Grande" de Cajazeiras- PB**. 2015. 69f. Trabalho de Conclusão de Curso (Licenciatura em Geografia) - Centro de Formação de Professores, Universidade Federal de Campina Grande, Cajazeiras, Paraíba, Brasil, 2015. Disponível em: <<http://dspace.sti.ufcg.edu.br:8080/jspui/handle/riufcg/7510>>. Acesso em: 19/02/2022.
- SOUZA, Teobaldo Gabriel de, *et al.* Açude Grande de Cajazeiras (PB): um insustentável exemplo de descuido com a água no semiárido brasileiro. **Revista Brasileira de Educação Ambiental (RevBEA)**, v. 15, n. 3, p. 315-337, 2020. Disponível em: <https://doi.org/10.34024/revbea.2020.v15.9701>. Acesso em: 08/01/2022.

USO DE BIOSORVENTES NA REMOÇÃO DE CROMO EM ÁGUAS POTÁVEIS: UMA REVISÃO

USE OF BIOSORBENTS IN THE REMOVAL OF CHROME IN DRINKING WATER: A REVIEW

DOI: 10.51859/AMPLA.APP2385-11

Márcia Angelica Diniz ¹
Cláudio Márcio de Castro ²

¹ Estudante do Curso de Pós-Graduação *lato sensu* em Saneamento Ambiental, Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia do Triângulo Mineiro - *campus* Uberaba (MG).

² Professor do Programa de Pós-Graduação *lato sensu* na Área Ambiental. Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia do Triângulo Mineiro – *campus* Uberaba (MG).

RESUMO

Os sistemas de biossorção utilizando materiais alternativos para o tratamento de águas ganharam atenção nos últimos anos. No entanto, há uma pequena porcentagem de estudos referente a aplicações em larga escala, deixando ainda inexploradas a análise e as limitações das pesquisas. Este artigo revisa a literatura entre os anos 2012 a 2022, com o objetivo de fornecer insights sobre as possibilidades de remoção de metais em água, em especial o Cr (VI) e identificar novas áreas de investigação. Nesta perspectiva, avalia os materiais já estudados e a eficiência de remoção e reutilização da água potável. No total, 38 estudos foram avaliados com diferentes usos de biossorventes onde apenas 18,4% recomendaram sua aplicação em condições reais. No geral, essa utilização para remoção/redução de metais pode ser uma alternativa viável e sustentável para o tratamento e aplicação de águas em regiões onde há escassez de água. No entanto, são necessárias mais pesquisas sobre as diversas formas de melhorar o aproveitamento posterior dessas águas. Portanto, são necessários novos estudos de materiais biossorventes visando melhores indicadores em larga escala, com fins econômicos e sustentáveis sobre o reuso da água.

Palavras-chave: Biossorventes. Metais pesados. Cr (VI). Tratamento de águas.

ABSTRACT

Biosorption systems using alternative materials for water treatment have gained attention in recent years. However, there is a small percentage of studies referring to large-scale applications, leaving the analysis and research limitations unexplored. This article reviews the literature between the years 2012 to 2022, with the aim of providing insights into the possibilities of removing metals in water, especially Cr (VI) and identifying new areas of investigation. In this perspective, it evaluates the materials already studied and the efficiency of removal and reuse of drinking water. In total, 38 studies were evaluated with different uses of biosorbents, where only 18.4% recommended their application under real conditions. Overall, this use for the removal/reduction of metals can be a viable and sustainable alternative for the treatment and application of water in regions where there is a shortage of water. However, more research is needed on many ways to improve the further use of these waters. Therefore, further studies of biosorbent materials are needed aiming at better indicators on a large scale, with economic and sustainable purposes on water reuse.

Keywords: Biosorbents. Heavy metals. Cr (VI). Water treatment.

1. INTRODUÇÃO

A água é um bem comum indispensável para a sobrevivência de diferentes espécies dos ecossistemas da terra. É sabido que há um aumento na degradação das águas em nosso planeta, devido a diversos fatores relacionados a questões econômicas, éticas, políticas e sociais. Por muitos anos, a qualidade e a quantidade de água para consumo disponível estão sendo prejudicadas. Nos próximos 50 anos, o crescimento da população mundial reduzirá o suprimento de água renovável per capita em aproximadamente um terço (ALCAMO et al., 2007).

A política de qualidade da água em todo o mundo em relação aos poluentes é definida por padrões expressos em concentrações. No Brasil, a Portaria de Consolidação nº 05/2017 do Ministério da Saúde, em seu Anexo XX, estabelece o Programa Nacional de Vigilância da Qualidade da Água para Consumo Humano (VIGIAGUA). A Portaria do Ministério da Saúde nº 888, de 04 de maio de 2021 dispõe sobre o “controle e vigilância da qualidade da água para consumo humano e seu padrão de potabilidade”, pretende, de forma clara, garantir que procedimentos de tratamento adotados nos sistemas de abastecimento cumpram seus objetivos. Desta forma, as ações de controle e vigilância da qualidade apresentadas visam garantir o acesso - especialmente qualitativo - da água.

Atualmente no século XXI, dos 195 países reconhecidos pelas Nações Unidas, apenas 27 conseguiram a façanha de entregar água potável para 100% da população e coletar e tratar os esgotos de todas as casas. Destes 27 países que conseguiram a universalização de acesso à água e saneamento, 11 estão na Europa, 5 na América, 7 na Ásia e 4 na Oceania. É possível observar na Europa a criação e frequente atualização de diversas diretivas para a proteção sustentável dos recursos hídricos, com uma lista cada vez maior de classes de poluentes e uma legislação complexa na proteção da qualidade da água, sempre deixando evidente a necessidade de investimento em novas tecnologias para o tratamento de águas potáveis e águas residuais a fim de solucionar problemas ambientais com micropoluentes.

Dentre os diversos micropoluentes de águas encontram-se os metais pesados, produtos químicos, produtos de higiene pessoal, pesticidas, subprodutos industriais, produtos farmacêuticos e outras substâncias que mesmo em baixas concentrações

podem ser tóxicas para animais selvagens e para os humanos. Estes destaques são os mais preocupantes, principalmente por estarem presentes em processos antropogênicos, que agravam as contaminações ambientais. Com relação aos diferentes metais destaca-se o cromo (Cr) que é um elemento representativo de diversas espécies e está presente nas soluções aquosas (AHMAD, et al., 2020).

Neste cenário, o desenvolvimento de tecnologias eficientes e de baixo custo que promovam a remoção dos micropoluentes presentes na água representa um dos principais desafios da comunidade científica. Dentre as diferentes propostas apresentadas encontra-se a biossorção que se mostra eficiente na desinfecção de água contaminada com cromo Cr (VI). É precisamente este o contexto do levantamento bibliográfico do presente estudo que tem foco nos estudos mais relevantes sobre o uso de diferentes biossorventes. Como resultado, este estudo de revisão explora a tendência atual na prática para o tratamento de águas contendo íons Cr (VI), bem como seus ciclos de regeneração e dessorção e ainda, os desafios que devem ser superados na aplicação destes materiais em larga escala (RANGABHASHIYAM ; BALASUBRAMANIAN 2018).

2. METODOLOGIA

O presente estudo tem caráter exploratório e descritivo. Realizou-se levantamento bibliográfico e, portanto, a discussão para identificar estudos relevantes que propõe o uso de diferentes biomassas no tratamento de água contaminada com Cr. Para tanto, foram utilizados como critérios de inclusão buscas com as palavras-chave “potable water”, “biosorbents”, “chrome metal” e “heavy metals” de forma isolada e combinada nas bases Science Direct, Google Scholar e Web of Science. Após a aquisição das publicações, foi realizado um processo de triagem a partir da leitura do título e do resumo, adotando como critério de inclusão a presença de dados sobre “tratamento com biossorventes de água contaminada com cromo”.

Apesar da utilização dos filtros oferecidos pelas bases de dados, foram observados livros, artigos de opinião e patente, que também foram retirados após a leitura detalhada do título e do resumo. Uma segunda avaliação foi realizada para a exclusão das referências em duplicata. Ao final dessa triagem, foi realizada a leitura

integral dos artigos, sendo excluídos, artigos que apresentaram informações divergentes ao objeto deste estudo. A partir dos critérios utilizados, exclusão de publicações fora do escopo deste trabalho e textos em duplicata, restaram 38 artigos selecionados que foram objetos deste estudo.

3. PESQUISA E APLICAÇÕES DE BIOSSORVENTES NA REMOÇÃO DE CROMO

O cromo (Cr VI) é um metal de alta toxicidade e apesar de ser prejudicial à saúde humana é amplamente empregado na indústria automobilística, na metalurgia, eletrônica e aeronáutica (MANZOR et al., 2019). O cromo pode existir em múltiplas formas, sendo as mais prevalentes Cr (III) e Cr (VI), e apesar do Cr (III) ser estável e o menos nocivo e poder oxidar em Cr (VI) pela presença de MnO_2 naturalmente exposto no solo, como resultado ocasionando em contaminação das águas, devido a sua alta mobilidade (AHLUWALIA; GOYAL, 2013; ABEBE; 2010). Dentre os danos à saúde, o cromo em elevadas concentrações pode causar efeitos tóxicos agudos, neoplasia maligna dos brônquios e do pulmão, bem como rinites alérgicas, rinite crônica, ulceração ou necrose do septo nasal, dermatoses pápulo-pustulosas e suas complicações infecciosas, dermatite alérgica de contato, dermatite de contato por irritantes, úlcera crônica da pele (BRASIL, 2017). Também tem sido associado a outros problemas graves de saúde, como danos no fígado e na pele, congestão pulmonar e úlceras, bem como câncer do trato digestivo e dos pulmões, convulsões e náuseas (HARIHARAN et al., 2020).

Na Tabela 1 encontram-se correlacionados alguns bioissorventes empregados como forma alternativa para remoção de cromo.

Tabela 1: Biomassas e suas capacidades e recomendações de escala.

Bioissorvente	Condições experimentais e remoção (%)	Recomendação de aplicação em larga escala	Referência
Casca de laranja	Capacidade de adsorção $7,14 \text{ mg g}^{-1}$ Remoção de 97%. $34,17^\circ\text{C}$, pH 2	Não	KHALIFA et al., 2019
<i>Casca de Artocarpus heterophyllus peel</i>	Concentração residual $0,036 \text{ mg L}^{-1}$ Remoção de 99,92% 35°C pH 2	Sim	SARANYA et al., 2018
Cachos vazio de frutos de tamareira	Capacidade de adsorção $70,49 \text{ mg g}^{-1}$ Remoção de 58,02% 30°C , pH 2	Sim	RAMBABU et al., 2020
Sementes de <i>Eucalyptus</i>	Capacidade de adsorção $35,3 \pm 4,84 \text{ mg g}^{-1}$ e $51,93 \pm 8,11 \text{ mg g}^{-1}$	Sim	SUGANYA et al., 2020

Biossorvente	Condições experimentais e remoção (%)	Recomendação de aplicação em larga escala	Referência
<i>camadulensis</i> cruas	Remoção simulada 91,44% - 98,27%, Remoção real 45,35%		
Casca de <i>Lagerstroemia speciosa</i> nativa	Capacidade de adsorção 24,39 mg g ⁻¹	Não	SRIVASTAVA et al., 2015
<i>Phragmites australis</i>	Capacidade máxima de adsorção 21,32 mg g ⁻¹ pH 2	Não	MAHMOUND et al., 2020
<i>Ziziphus spina-christi</i>	Capacidade máxima de adsorção 15,55 mg g ⁻¹ pH 8	Não	
Casca de amendoim	Concentração de íons metálicos 25 mg L ⁻¹ 41,5 °C pH 8	Não	BAYUO et al., 2019
Sais de fósforo	Concentração 0,15 mg g ⁻¹ 35 °C pH 7,2	Não	SU et al., 2021
Kodamaea transpacifica	Capacidade de Adsorção 476,19 mg g ⁻¹ Remoção 85,8% pH 4,5	Não	PEREZ et al., 2019
<i>Ruellia patula</i> Jacq Leaves	Capacidade de adsorção 37.03 mg g ⁻¹	Não	SARANYA et al., 2017
Sementes extraída da <i>Jatropha</i> sp.	Capacidade de biossorção 28,57 mg g ⁻¹	Não	RANGABHASHIYAM et al., 2018
Semente extraída da <i>Ricinus</i> sp.	Capacidade de biossorção 19,60 mg g ⁻¹	Não	
Semente de <i>Pongamia</i> sp.	Capacidade de biossorção 27,77 mg g ⁻¹	Não	
Resíduos de chá	Capacidade 193,3 mg g ⁻¹ Remoção de 99,2% pH 5,2	Não	KHALIL et al., 2018
Fibra Bast <i>Ficus Carica</i>	Capacidade de adsorção 19,68 mg g ⁻¹ Remoção 31,10%, 30 °C	Não	GUPTA et al., 2012
Folhas de <i>Ficus auriculata</i>	Capacidade de adsorção 13,33 mg g ⁻¹	Não	RANGABHASHIYAM et al., 2014
Casca de Lichia	Capacidade de adsorção 9,55 mg g ⁻¹ pH 1-4	Não	YI et al., 2017
Macroalga verde <i>Enteromorpha</i> sp.	Capacidade de adsorção 5,34 mg g ⁻¹ pH 2	Não	RANGABHASHIYAM et al., 2015
Casca de soja	Capacidade de sorção 7,28 mg g ⁻¹ 20 °C pH 1,5	Sim	BLANES et al., 2016
Cascas de Acácia albina	Capacidade de adsorção 2,98 mg g ⁻¹ pH 2, Remoção 98,47%	Não	GEBREHAWARIA et al., 2014
Folhas de <i>Euclea schimperi</i>	Capacidade de adsorção 3,94 mg g ⁻¹ pH 2, Remoção 97,39%	Não	
Casca de <i>Sterculia guttata</i>	Capacidade de adsorção 45,45 mg g ⁻¹ pH 2	Sim	RANGABHASHIYAM; SELVARAJU, 2015
Concha de <i>Pterospermum acerifolium</i>	Capacidade de adsorção 76,92 mg g ⁻¹ 49,5 °C	Não	RANGABHASHIYAM; BALASUBRAMANIAN, 2018
Bagaço da cana-de-açúcar	Capacidade 1,76 mg g ⁻¹ 25 °C	Não	ALOMÁ et al., 2013
Resíduos de casca de batata	Capacidade de adsorção 3,28 mg g ⁻¹ pH 2.5	Não	MUTONGO; KUIPA; KUIPA, 2014
Conchas de <i>Swietenia mahagoni</i>	Capacidade de adsorção 37,03 mg g ⁻¹	Não	RANGABHASHIYAM; SELVARAJU, 2015
<i>Mirabilis jalapa</i>	Capacidade de adsorção 23,25 mg g ⁻¹	Não	BEGUM et al., 2015

Biossorvente	Condições experimentais e remoção (%)	Recomendação de aplicação em larga escala	Referência
	pH 5,5		
Inflorescência de <i>Caryota urens</i>	Capacidade de adsorção 100,00 mg g ⁻¹ pH 2	Sim	RANGABHASHIYAM; SELVARAJU, 2015
Casca de vomica <i>Strycnos nux</i>	Capacidade de adsorção 90,90 mg g ⁻¹ pH 2	Não	NAKKEERAN et al., 2016
Resíduo de <i>Musa acuminata</i>	Capacidade de bioadsorção 36,84 mg g ⁻¹ pH 2 Remoção 87,55%	Não	HARIHARAN et al., 2020
<i>Cladophora</i> sp.	Capacidade de bioadsorção 100,00 – 142,85 mg g ⁻¹	Não	RANGABHASHIYAM; BALASUBRAMANIAN, 2018
Ramo de Cânfora	Remoção 94% 65 °C pH 2	Não	XIAO et al., 2022
Casca de coco	Capacidade de adsorção 222,20 mg g ⁻¹ pH 2 Remoção de 100%	Não	VERMA et al., 2021
<i>Zea mays</i> – sabugo de milho	Capacidade de adsorção 1,51% pH 2 Remoção 86%	Não	MANZOOR et al., 2019
<i>Areca catechu</i>	Capacidade de adsorção 2,05±0,09 mg g ⁻¹ Remoção 98% 44,85 °C pH 2	Não	BASNET et al., 2022
Cinzas de óleo de palma	Capacidade de adsorção 0,46 mg g ⁻¹ pH 2 Remoção 92%	Sim	NORDIN et al., 2020
<i>Pinus sylvestris</i> - pó de serra	Capacidade de adsorção 87,40 mg g ⁻¹	Não	SIDIRAS et al., 2013

No estudo da capacidade de bioadsorção da casca de amendoim, a adsorção de Cr (VI) foi considerada ótima em um tempo de contato de 120 min., pH 8, dose adsorvente de 2 g L⁻¹, concentração inicial de íons metálicos de 25 mg L⁻¹ e temperatura de 41,5 °C (BAYUO et al., 2019). Para a casca de laranja, o maior rendimento de remoção (97%), a quantidade de adsorvente de 1,12 g de dosagem, pH igual a 2 e temperatura de 34,17 °C. Nesse processo em questão, as isotermas de Langmuir e Temkin foram os modelos que mais bem se ajustaram, e a capacidade máxima de adsorção foi de 7,14 mg g⁻¹ (KHALIFA et al., 2019). A remoção de Cr (VI) foi estudada com cascas de *Artocarpus heterophyllus* como bioadsorvente utilizando métodos de processos descontínuo e contínuo. A eficácia do processo apresentou remoção de Cr (VI) quantitativa (99,92%) e a concentração residual de Cr (VI) foi 0,036 mg L⁻¹ com concentração inicial de 50 mg L⁻¹, onde 0,3 g de bioadsorvente a 100 rpm a uma dosagem de 6 g L⁻¹, pH 2,0 e 35 °C (SARANYA et al., 2018).

Estudos de bioadsorção em lote mostraram que uma eficiência ideal de remoção de cromo de 58,02% foi registrada pelo bioadsorvente utilizando cachos vazio de frutos

de tamareira, para o pH 2, dosagem 6 g L⁻¹, velocidade de agitação de 120 rpm, concentração de alimentação inicial de 50 mg L⁻¹ e temperatura operacional de 30 °C, provou a capacidade de 70,49 mg g⁻¹. (RAMBABU et al., 2020). A eficácia de sementes de *Eucalyptus camaldulensis* em sua forma crua e ativada pelo ácido fosfórico na remediação de Cr (VI), através de parâmetros de lote como dose de bioissorvente, pH, tempo de contato, velocidade de contato, temperatura foram otimizados para uma remoção máxima de 91,44% para ECS e 98,27% para PECS. A capacidade de adsorção da monocamada foi de 35,3 ± 4,84 mg g⁻¹ e 51,93 ± 8,11 mg g⁻¹, respectivamente, elucidada a partir da análise de isotérmica não linear (SUGANYA et al., 2020). Folhas de *Ficus auriculata*, adsorção 13,33 mg g⁻¹, dosagem 10 g L⁻¹, tempo 130 rpm (RANGABHASHIYAM et al., 2014).

Os resultados do estudo, usando biomassa vegetal disponível *Phragmites australis* e *Ziziphus spina – christi*, os parâmetros de bioissorção foram concentração inicial de Cr (VI) 50-800 mg L⁻¹, tempo de contato foi de 1-180 min, dose adsorvente 0,5 g L e pH 2 e 8 respectivamente, na velocidade de agitação de 100 rpm. Com base nos resultados de experimentos, demonstrou a capacidade máxima de adsorção de 21,32 mg g⁻¹ e 15,55 mg g⁻¹ (MAHMOUND et al., 2021). Já os estudos referentes às capacidades de adsorção da monocamada de bioissorventes brutos e modificados por ácido foram de 37,03 e 62,50 mg g⁻¹, respectivamente para *Ruellia patula* Jacq como bioissorvente para remoção de cromo hexavalente se mostram eficientes, tendo como capacidade de 37,03 mg g⁻¹ de adsorção (SARANYA et al., 2017). Casca de Lichia apresentou capacidade de adsorção de 9,55 mg g⁻¹, pH ótimo 1-4 ao tempo de 130 rpm com dosagem de 8 g L⁻¹ (YI et al., 2017). O estudo sobre o bioissorvente da casca de coco se mostrou afetivamente para a retirada de Cr (VI), mostrando dados de 100%, ao pH 2, e sua capacidade de adsorção 222,2 mg g⁻¹, a velocidade de 300 rpm, mostrando ótimo rendimento comparado aos demais procedimentos (VERMA et al., 2021).

A modelagem de isotérmicas de bioissorção mostrou que os dados de bioissorção são mais bem explicados pelo modelo isotérmico de Langmuir com capacidades máximas de bioissorção de monocamada de 28,57, 19,60 e 27,77 mg g⁻¹ para biomassa de *Jatropha* sp., *Ricinus* sp. e *Pongamia* sp. (RANGABHASHIYAM et al., 2018). O experimento envolvendo resíduos de chá foi investigado em experimentos de sorção em batelada para a remoção de Cr (VI) de soluções aquosas, tendo resultados que



mostraram a sorção máxima de Cr (VI) foi alcançada em pH 5,2, com a capacidade de 99,2% ao final. A dose bioissorvente de 0,6 g L⁻¹ e o tempo de contato de 2 horas foi suficiente para obter sucesso na remoção de Cr (VI) da água (KHALIL et al., 2018). A casca de soja teve capacidade de sorção 7,28 mg g⁻¹, a temperatura ótima de 20 °C, pH 1,5, dose de 20 g L⁻¹ (BLANES et al., 2016).

A remoção de Cr (VI) em bioissorvente *Ficus carica* mostrou que a capacidade máxima de adsorção de Cr (VI) no bioissorvente foi de 19,68 mg g⁻¹, a temperatura de 30 °C, o que representou processos espontâneos e endotérmicos. Além disso, os estudos de dessorção ilustraram que 31,10% dos íons metálicos podem ser removidos de um sistema aquoso, dos quais 26,63% dos íons metálicos podem ser recuperados por dessorção no primeiro ciclo e o adsorvente pode ser reutilizado, sendo 19,68 mg g⁻¹ de capacidade ao final (GUPTA et al., 2012). Concha de *Pterospermum acerifolium* com adsorção 76,92 mg g⁻¹, a temperatura de 49,5 °C, com tempo 120 rpm, se mostrou também eficiente para remoção (RANGABHASHIYAM; BALASUBRAMANIAN 2018).

De acordo com os estudos, uma solução aquosa em pó de folha de *Erythrina Variegata Orientalis* foi investigada em operações em batelada. O tempo de agitação de equilíbrio foi de 180 min. Durante a extensão da bioissorção de cromo, houve aumento de 74,2% para 86,4% com diminuição do tamanho do bioissorvente de 150 para 45 µm para uma dosagem de 30 g L⁻¹. Os estudo sobre a *Mirabilis jalapa* desempenhou ótimo desenvolvimento para remoção do Cr com capacidade de 23,25 mg g⁻¹, pH 5,5, a 120 rpm (BEGUM et al., 2015).

Os estudos sobre a casca de *Sterculia guttata* mostraram que foi encontrada como 45,45 mg g⁻¹ de capacidade de adsorção, pH 2, seus estudos, desempenha possibilidade de se agregar em escala maior, estudando mais afim (RANGABHASHIYAM; SELVARAJU 2015). Dentre os parâmetros estudados, o pH foi o que mais influenciou sendo pH 2, capacidade de 98,47 e 97,39 % de remoção de Cr (VI) foi obtida usando os adsorventes preparados a partir de cascas de *A. albida* e folhas de *E. schimperi*, respectivamente (GEBREHAWARIA et al., 2014). O uso do *Enteromorpha* sp. como biomassa de macroalgas, para a bioissorção, com a capacidade máxima de bioissorção para Cr (VI) foi observada em pH 2. O tempo de contato de diferentes concentrações iniciais de Cr (VI) foi de cerca de 160 min. para atingir o equilíbrio de bioissorção com capacidade de 5,34 mg g⁻¹ (RANGABHASHIYAM et al., 2015). As



características de bioadsorção do Cr a partir de solução aquosa com bagaço de cana-de-açúcar foram investigadas e a capacidade máxima de bioadsorção de Cr VI obtida foi de 1,76 mg a temperatura de 25 °C (ALOMA et al., 2013).

Os resíduos de casca de batata apresentaram uma dosagem de adsorvente de 4 g L⁻¹ foi efetiva na remoção completa do íon metálico, em pH 2,5, em 48 minutos. O processo cinético de adsorção de Cr (VI) em pó de casca de batata, foi testado a capacidade máxima de adsorção da monocamada de 3,28 mg g⁻¹, foi calculada usando a isoterma de adsorção de Langmuir, sugerindo um processo de adsorção limitado por grupos funcionais. Os resultados confirmaram que as cascas de batata são um bioadsorvente eficaz para a remoção de cromo hexavalente de efluentes (MUTONGO; KUIPA; KUIPA, 2014). A casca de vômica *Strychnos nux* relatou adsorção 90,9 mg g⁻¹, pH 2, 100 rpm a dosagem de 0,4–2 g L⁻¹ (NAKKEERAN et al., 2016).

A casca de *Swietenia mahagoni* foi modificada com ácido sulfúrico e ácido ortofosfórico para melhorar a capacidade de adsorção para a remoção de cromo hexavalente de soluções aquosas, e as análise de dessorção foi realizada com concentrações de 0,1, 0,5 e 1 mol L⁻¹ de soluções de NaOH, mostrou eficácia para a remoção de Cr, com capacidade de 37,03 mg g⁻¹ (RANGABHASHIYAM ; SELVARAJU 2015). Resíduos de *Musa acuminata* obteve remoção de 87,55%, pH 2, com capacidade de bioadsorção de 36,84 mg g⁻¹ (HARIHARAN et al., 2020). A adsorção de biomassa de *Zea mays* apresentou 86% de remoção ao pH 2, sendo satisfatório e eficiente para remoção de Cr (VI) (MANZOOR et al., 2019).

Utilizando como adsorvente a serragem de pinheiro escocês, *Pinus Sylvestris*, a sua capacidade de adsorção aumentou de 2,27 para 8,928 mg g⁻¹, e a quantidade de cromo hexavalente adsorvido na saturação aumentou de 87,4 para 345,9 mg g⁻¹, indicando que o tratamento de auto hidrólise a 240 °C por 50 min. otimiza o comportamento de adsorção do material lignocelulósico (SIDIRAS et al., 2013). Para o estudo cinético da *Caryota urens*, foi usando modelos de difusão de pseudo-primeira ordem, pseudo-segunda ordem e difusão intrapartícula, foi obtido para o modelo cinético de pseudo-segunda ordem. Diferentes parâmetros termodinâmicos, a saber, ΔG° , ΔH° e ΔS° também foram avaliados e verificou-se que a bioadsorção foi espontânea em baixa concentração de Cr (VI) em 100 e 200 mg L⁻¹, endotérmica e maior aleatoriedade na natureza, respectivamente (RANGABHASHIYAM; SELVARAJU 2015).



A adsorção usando cinza combustível de óleo de palma, revelou que as condições ótimas para a remoção foram pH 2, dosagem de adsorvente 80 g L^{-1} e tempo de contato de 6 min, o que resultou em 92% de remoção e capacidade máxima de adsorção de $0,464 \text{ mg g}^{-1}$. Esses estudos em questão, sugerem que a utilização de óleo de palma como adsorvente e de baixo custo para remover Cr (VI) de efluentes (NORDIN et al., 2020).

O estudo sobre a casca de *Lagerstroemia speciosa* nativa, exposta a dosagem ideal em $0,2\text{--}1,4 \text{ g L}$, com a capacidade de adsorção $24,39 \text{ mg g}^{-1}$, utilizando a velocidade de 120 rpm (SRIVASTAVA et al., 2015). Os sais de fósforo a 35°C durante o tempo de 14 dias, adsorveu significativamente a uma temperatura de 35°C , pH 7, a uma dosagem de 5 g L^{-1} (SU et al., 2021). *Kodamaea transpacifica* a $4,4 \text{ g L}^{-1}$, adsorção de $476,19 \text{ mg g}^{-1}$, com remoção de 85,8%, pH 4,5, a um tempo de 30 minutos, sua capacidade de adsorção foi satisfatória (PEREZ et al., 2019). O potencial de bioadsorção da *Cladophora* apresentou a capacidade de bioadsorção como $100,00 \text{ mg g}^{-1}$ Cr (VI) e $142,85 \text{ mg g}^{-1}$ Mg apresentando ser um bom adsorvente (RANGABHASHIYAM; BALASUBRAMANIAN, 2018).

O mecanismo de remoção de Cr (VI) utilizando cânfora mostrou grandes resultados, foi revelado com o ótimo pH 2, tendo uma redução significativa no final do processo (XIAO et al., 2022). Este estudo através do bioadsorvente *Areca catechu* forneceu eficientes resultando, com o pH ótimo em 2, a capacidade máxima de adsorção $2,05 \pm 0,09 \text{ mmol g}$ em temperatura de $44,85^\circ\text{C}$, sendo uma forma eficiente de tratamento para remoção de Cr (VI) (BASNET et al., 2022).

4. DESAFIOS DO USO DE BIOSSORVENTES EM LARGA ESCALA

Mesmo com todo conhecimento adquirido sobre tratamento de água e efluentes, estes ainda são descartados no meio ambiente contendo diferentes contaminantes sem nenhum tratamento prévio. Uma das principais causas é o custo elevado de implantação e manutenção de sistemas de tratamento eficaz, principalmente quando se trata de efluentes diluídos. Técnicas de bioadsorção estão surgindo como uma alternativa promissora para estes sistemas, porém observa-se pouco progresso para que estes sistemas sejam de fato implantados em escala real.

Um dos fatores que limitam o uso destes materiais diz respeito ao desafio de regenerar e reutilizar os bioissorventes, a fim de que custos do processo de tratamento sejam minimizados. Em casos de uso de bioissorventes para remoção de metais tóxicos em águas residuais, a metodologia poderia também recuperar metais valiosos e escassos. Porém para cada tipo de contaminante, um estudo minucioso do processo é requerido. No caso de metais tóxicos, deve-se escolher e otimizar o uso de diferentes eluentes. Várias classes são estudadas há muitos anos, como ácidos e bases inorgânicas, solventes orgânicos e complexos que podem atuar de forma eficiente no processo de dessorção dos metais (VOLESKY 2007). Diversas limitações na aplicação industrial de bioissorventes são bem conhecidos e relatados por vários pesquisadores (TSEZOS 2001; WANG; CHEN; 2009):

- i. No caso de biomassas microbianas não há garantias de fornecimento constante confiável por parte das indústrias de fermentação a fim de fornecer matéria-prima barata que seria usado para a produção dos novos bioissorventes.
- ii. O custo ainda é bastante elevado para transformar biomassa em bioissorventes.
- iii. O processo se torna mais complexo e caro quando são consideradas etapas de imobilização, regeneração, reciclagem e reutilização destes bioissorventes.
- iv. Investimentos em inovação para o desenvolvimento tecnológico necessário ainda são desafios.

Todo o conhecimento adquirido nos experimentos em escala laboratorial deve ser complementado com estudos piloto e, quando necessário, experiência em negócios para comercialização bem-sucedida de produtos de bioissorção. Para a realização de experimentos de bioissorção em escala maior, a aplicação dos conceitos dos experimentos de bancada ao tratamento de efluentes reais deve ser cuidadosamente investigado pela construção de plantas piloto.

Diversas variáveis devem ser cuidadosamente investigadas, tais como o tipo de bioissorvente com base na característica dos efluentes, incluindo a natureza dos poluentes, custo e disponibilidade de biomassa. Após a otimização destas variáveis, há de se pensar na estratégia para inserir este produto no mercado apresentando suas



vantagens sobre as tecnologias existentes. Neste contexto é interessante que os esforços sejam focados no desenvolvimento de tecnologias híbridas que seja capaz de realizar o tratamento de água e efluente de maneira eficaz a custos competitivos. A avaliação de custos e aplicação do processo de remoção de Cr (VI) em escala real tem sido raramente investigada. Foi observado que dentre os 38 artigos analisados, apenas 7 artigos (18,4%) publicados recomendam seu uso em larga escala. Isso se deve a limitações com relação à tecnologia, custo ou geração de contaminantes secundários.

5. CONSIDERAÇÕES FINAIS

O processo de redução do teor de alguns metais da água é razoavelmente simples, porém possui custos elevados para a sua realização. Neste contexto, os bioissorventes apresentam como materiais alternativos bastante promissores na descontaminação de água e efluente através de método simples, barato e de forma sustentável. Diferentes parâmetros afetaram a eficácia de remoção de íons Cr (VI) em aplicações de bioissorventes ampla escala. Portanto, é importante considerar que nos casos de desenvolvimento de tecnologias para comercialização, a bioissorção não deve ser utilizada de forma isolada, como processo de descontaminação de água e efluentes. As características físico-químicas de efluentes reais industriais ou domésticos são complexas e a migração dos estudos de bancada para a escala real torna-se um desafio ainda a ser superado. Portanto, sugestões veem sendo feitas para consideração de tecnologias híbridas, cuidadosamente projetadas voltadas para a complexidade dos efluentes residuais.

REFERÊNCIAS

- ABEBE, A. A. Impacts of chromium from tannery effluent and evaluation of alternative treatment options. *J. Environ. Prot. Ecol.*, 2010. Disponível em: <10.4236/jep.2010.11007> Acesso: 22 jul 2022.
- AHLUWALIA, S. S.; GOYAL D. Microbial waste biomass for removal of chromium VI from chrome effluent. *Bioremediat. J.*, v.17, p.190-199, 2013. Disponível em: <<https://doi.org/10.1080/10889868.2013.807770>>. Acesso em: 22 jul 2022.

- ALCAMO, et al., Future long-term changes in global water resources driven by socio-economic and climatic changes. **Hydrol Sci J.**, v.52, 2007. Disponível em: <<https://doi.org/10.1623/hysj.52.2.247>>. Acesso em: 15 set 2022.
- ALOMÁ, I. L. et al., Biosorption of Cr⁶⁺ from aqueous solution by sugarcane bagasse. **Desalination Water Treat.**, v.53, 2013. Disponível em: <<https://doi.org/10.1080/19443994.2013.812521>>. Acesso em: 15 jul 2022.
- AHMAD, A. et al., Mobility and redox transformation of arsenic during treatment of artificially recharged groundwater for artificially recharged groundwater for drinking water production. **Water Res.**, v.178, 2020. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.watres.2020.115826>>. Acesso em: 16 jul 2022.
- BASNET, P. et al., Thermochemical study of Cr (VI) sequestration onto chemically modified Areca catechu and its recovery by desorptive precipitation method. **Heliyon.**, v.8, Ed.8, 2022. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.heliyon.2022.e10305>>. Acesso em 30 ago 2022.
- BAYUO, J. et al., Adsorptive removal of chromium (VI) from aqueous solution unto groundnut shell. **J. Appl. Water Eng. Res.**, v.9, 2019. Disponível em: <<https://doi.org/10.1007/s13201-019-0987-8>>. Acesso em: 19 jul 2022.
- BEGUM, S. A. S. et al., Biosorption of Cd (II), Cr (VI) & Pb (II) from aqueous solution using *Mirabilis jalapa* as adsorbent. **J. Environ. Sci. Technol.**, v.5, 2015. Disponível em: <[10.4236/jeas.2015.52007](https://doi.org/10.4236/jeas.2015.52007)>. Acesso em: 30 ago 2022.
- BLANES, P. S. et al., Application of soy hull biomass in removal of Cr (VI) from contaminated waters. Kinetic, thermodynamic and continuous sorption studies. **J. Environ. Chem. Eng.**, v.4, 2016. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.jece.2015.12.008>>. Acesso em: 21 jul 2022.
- BRASIL. Portaria de Consolidação nº 5 de 28 de setembro de 2017. **Consolidação das normas sobre as ações e os serviços de saúde do Sistema Único de Saúde.** Ministério da Saúde, 2017. Disponível em: http://portalsinan.saude.gov.br/images/documentos/Legislacoes/Portaria_Consolidacao_5_28_SETEMBRO_2017.pdf>. Acesso em: 15 jul 2022.
- GEBREHAWARIA, G. et al., Removal of hexavalent chromium from aqueous solutions using barks of *Acacia albida* and leaves of *Euclea schimperii*. **Int. J. Environ. Sci. Technol.**, v.12, 2014. Disponível em: <<https://doi.org/10.1007/s13762-014-0530-2>>. Acesso em: 15 jul 2022.
- GUPTA, V. K. et al., Removal of Cr (VI) onto *Ficus carica* biosorbent from water. **Environ. Sci. Pollut. Res.**, v.20, 2012. Disponível em: <<https://doi.org/10.1007/s11356-012-1176-6>>. Acesso em: 17 jul 2022.



- HARIHARAN, A. et al., Waste Musa acuminata residue as a potential biosorbent for the removal of hexavalent chromium from synthetic wasteater. **Biomass Conv. Bioref.**, 2020. Disponível em: <<https://doi.org/10.1007/s13399-020-01173-3>>. Acesso em: 30 ago 2022.
- KHALIFA, E. B. et al., Application of response surface methodology for chromium removal by adsorption on low-cost biosorbent. **Chemometr Intell Lab Syst.**, v.189, p.18-26, 2019. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.chemolab.2019.03.014>>. Acesso em: 22 jul 2022.
- KHALIL, U. et al., Tea waste as a potential biowaste for removal of hexavalent chromium from wastewater: equilibrium and kinetic studies. **Arab. J. Geosci.**, v.11, 2018. Disponível em: <<https://doi.org/10.1007/s12517-018-3932-5>>. Acesso em: 22 jul 2022.
- MAHMOUD, A.E.D. et al., Equilibrium, kinetic, and diffusion models of chromium (VI) removal using Phragmites australis and Ziziphus spina-christi biomass. **Int. J. Environ. Sci. Technol.**, v. 18, 2020. Disponível em: <<https://doi.org/10.1007/s13762-020-02968-7>>. Acesso em: 30 ago 2022.
- MANZOOR, Q. et al., Efficiency of immobilized Zea mays biomass for the adsorption of chromium from simulated media and tannery wastewater. **J. Mater. Res. Technol.**, v.8, p.75-86, 2019. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.jmrt.2017.05.016>>. Acesso em: 19 jul 2022.
- MUTONGO, F. et al., Removal of Cr (VI) from aqueous solutions using powder of potato peelings as a low cost sorbent. **Bioinorg Chem Appl.**, 2014. Disponível em: <<https://doi.org/10.1155/2014/973153>>. Acesso em: 22 jul 2022.
- NAKKERAN, E. et al., Removal of Cr (VI) from aqueous solution using *Strychnos nux-vonica* shell as an adsorbent. **Desalination Water Treat.**, p.23951-23964, 2016. Disponível em: <[10.1080/19443994.2015.1137497](https://doi.org/10.1080/19443994.2015.1137497)>. Acesso em: 30 ago 2022.
- NORDIN, N. et al., Removal of hexavalent chromium from aqueous solution by adsorption on palm oil fuel ash (POFA). **J. Environ. Prot. Sci.**, v.8, p.112-127, 2020. Disponível em: <[10.4236/gep.2020.82008](https://doi.org/10.4236/gep.2020.82008)>. Acesso em: 22 jul 2022.
- PEREZ, J.F.C. et al., Ecuadorian yeast species as microbial particles for Cr (VI) biosorption. **Environ Sci Pollut Res.**, v. 26, p.28162–28172, 2019. Disponível em: <<https://doi.org/10.1007/s11356-019-06035-8>>. Acesso em: 26 ago 2022.
- RAMBABU, K. et al., Biosorption performance of date palm empty fruit bunch wastes for toxic hexavalent chromium removal. **Environ. Res.**, v.187, 2020. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.envres.2020.109694>>. Acesso em: 11 jul 2022.
- RANGABHASHIYAM, S. et al., Assessment of hexavalent chromium biosorption using biodiesel extracted seeds of *Jatropha sp.* *Ricinus sp.* and *Pongamia sp.* **Int. J.**



Environ. Sci. Technol., v.16, 2019. Disponível em: <<https://doi.org/10.1007/s13762-018-1951-0>>. Acesso em: 30 ago 2022.

RANGABHASHIYAM, S. et al., Biosorption potential of a novel powder, prepared from *Ficus auriculata* leaves, for sequestration of hexavalent chromium from aqueous solutions. **Res. Chem. Intermed.**, v.41, 2014. Disponível em: <<https://doi.org/10.1007/s11164-014-1900-6>>. Acesso em: 10 jul 2022.

RANGABHASHIYAM, S. et al., Equilibrium and kinetics studies of hexavalent chromium biosorption on a novel green macroalgae *Enteromorpha sp.* **Res Chem Intermed.**, v. 42, p.1275–1294, 2015. Disponível em: <<https://doi.org/10.1007/s11164-015-2085-3>>. Acesso em: 30 ago 2022.

RANGABHASHIYAM, S.; BALASUBRAMANIAN P. Adsorption behaviors of hazardous methylene blue and hexavalent chromium on novel materials derived from *Pterospermum acerifolium* shells. **J. Mol. Liq.**, v.254, p.433-445, 2018. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.molliq.2018.01.131>>. Acesso em: 30 ago 2022.

RANGABHASHIYAM, S.; SELVARAJU N. Adsorptive remediation of hexavalent chromium from synthetic wastewater by a natural and ZnCl₂ activated *Sterculia guttata* shell. **J. Mol. Liq.**, v.207, p.39-49, 2015. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.molliq.2015.03.018>>. Acesso em: 30 ago 2022.

RANGABHASHIYAM, S.; SELVARAJU N. Efficacy of unmodified and chemically modified *Swietenia mahagoni* shells for the removal of hexavalent chromium from simulated wastewater. **J. Mol. Liq.**, v.209, p.487-497, 2015. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.molliq.2015.06.033>>. Acesso em: 30 ago 2022.

RANGABHASHIYAM, S.; SELVARAJU N. Evaluation of the biosorption potential of a novel *Caryota urens* inflorescence waste biomass for the removal of hexavalent chromium from aqueous solutions. **J. Taiwan Inst Chem Eng.**, v.47, p.59-70, 2015. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.jtice.2014.09.034>>. Acesso em: 15 jul 2022.

RANGABHASHIYAM, S.; BALASUBRAMANIAN P. Biosorption of hexavalent chromium and malachite green from aqueous effluents, using *Cladophora sp.* **Chem. Ecol.**, v.34, p.371-390, 2018. Disponível em: <<https://doi.org/10.1080/02757540.2018.1427232>>. Acesso em: 16 jul 2022.

SARANYA, N. et al., Hexavalent Chromium removal from simulated and real effluents using *Artocarpus heterophyllus* peel biosorbent – Batch and continuous studies. **J. Mol. Liq.**, v.265, p.779-790, 2018. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.molliq.2018.06.094>>. Acesso em: 18 jul 2022.

SARANYA, N. et al., Equilibrium and kinetic studies of hexavalent chromium removal using a novel biosorbent: *Ruellia patula* Jacq. **Arab. J. Sci. Eng.**, v.42, 2017.

Disponível em: <<https://doi.org/10.1007/s13369-017-2416-3>>. Acesso em 22 jul 2022.

SIDIRAS, D. et al., Efficient removal of hexavalent chromium from aqueous solutions using autohydrolyzed Scots Pine (*Pinus Sylvestris*) sawdust as adsorbent. **Int. J. Environ. Sci. Technol.**, v.10, 2013. Disponível em:<<https://doi.org/10.1007/s13762-013-0192-5>>. Acesso em: 15 jul 2022.

SRIVASTAVA, S. et al., Biosorption isotherms and kinetics on removal of Cr VI using native and chemically modified *Lagerstroemia speciosa* bark. **Ecol. Eng.**, v. 85, p.56-66, 2015. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2015.10.011>>. Acesso em: 26 ago 2022.

SU, Y. et al., Highly efficient and sustainable removal of Cr (VI) in aqueous solutions by photosynthetic bacteria supplemented with phosphorus salts. **Chemosphere.**, v.283, 2021. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2021.131031>>. Acesso em: 26 ago 2022.

SUGANYA, E. et al., Experimentation on raw and phosphoric acid activated *Eucalyptus camadulensis* seeds as novel biosorbents for hexavalent chromium removal from simulated and electroplating effluents. **Environ. Technol. Innov.**, v.19, 2020. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.eti.2020.100977>>. Acesso em 19 ago 2022.

TSEZOS, M. Biosorption of metals. The experience accumulated and the outlook for technology development. **Process Metallurgy.**, v.59, p.241-243, 2001. Disponível em: <[https://doi.org/10.1016/S1572-4409\(99\)80105-9](https://doi.org/10.1016/S1572-4409(99)80105-9)>. Acesso em: 18 ago 2022.

VERMA, R. et al., Comprehensive investigation of the mechanism for Cr (VI) removal from contaminated water using coconut husk as a biosorbent. **J. clean prod.**, v.314, 2021. Disponível em:<<https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2021.128117>>. Acesso em: 29 ago 2022.

VOLESKY, B. Biosorption and me. **Water Res.**, v.41, p.4017-4029, 2007. Disponível em: <<https://dx.doi.org/10.1016/j.watres.2007.05.062>>. Acesso em: 18 ago 2022.

WANG, J.; CHEN C. Biosorbents for heavy metal removal and their future. **Biotechnol. Adv.**, v.27, p.195-226, 2009. Disponível em: <<https://dx.doi.org/10.1016/j.biotechadv.2008.11.002>>. Acesso: 18 ago 2022.

XIAO, Y. et al., Mechanism on Cr (VI) removal from aqueous solutions by camphor branch biochar. **Heliyon.**, v.8. Ed.8, 2022. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.heliyon.2022.e10328>>. Acesso em: 29 ago 2022.

UTILIZAÇÃO DA BIOSSORÇÃO NO TRATAMENTO DE ÁGUAS: UMA REVISÃO INTEGRATIVA

BIOSORPTION APPLIED TO WATER TREATMENT: AN INTEGRATIVE REVIEW

DOI: 10.51859/AMPLA.APP2385-12

Luanna Silva Gioria¹
 Mônica Hitomi Okura²
 Priscila Pereira Silva³
 Geoffroy Roger Pointer Malpass²
 Ana Claudia Granato²

¹ Graduanda do curso de Engenharia Química. Universidade Federal do Triângulo Mineiro – UFTM

² Professores do Programa de Mestrado Profissional em Inovação Tecnológica. Universidade Federal do Triângulo Mineiro – UFTM

³ Professora do Departamento de Engenharia Química Universidade Federal do Triângulo Mineiro – UFTM

RESUMO

Apesar da maior parte da superfície da Terra ser coberta por água, que é um requisito primordial para a vida, a quantidade de água doce é limitada e muitas pessoas já vivem com escassez deste recurso. Além disso, as atividades industriais e agrícolas podem levar à contaminação da água por uma série de contaminantes que são prejudiciais tanto ao meio ambiente, quanto à saúde pública. Neste contexto, para se projetar um processo de tratamento de água por adsorção, a escolha do material adsorvente é uma etapa de extrema importância. Dentre as várias tecnologias utilizadas para o tratamento de água, destaca-se a adsorção, que é uma operação unitária envolvendo um fluído e uma fase sólida. Este processo apresenta muitas vantagens, como baixo custo, alta eficiência, facilidade de operação, facilidade de implementação, além da possibilidade de usar vários sólidos como materiais adsorventes. Nesta perspectiva, este trabalho traz uma revisão integrativa sobre a utilização da adsorção no tratamento de águas contaminadas e destaca a utilização de vários materiais biossorventes aplicados em processos de purificação da água via adsorção. Portanto, combina dados da literatura teórica e empírica, com destaque para revisão de teorias/evidências e análise de problemas pertinentes ao tema proposto.

Palavras-chave: Tratamento de águas. Adsorção. Biossorção. Materiais biossorventes.

ABSTRACT

Although most of the Earth's surface is covered by water, which is a primordial requirement for life, the amount of fresh water is limited, and many people already live with a scarcity of this resource. In addition, industrial and agricultural activities can lead to water contamination by a series of contaminants that are harmful to both the environment and public health. In this context, to design a water treatment process by adsorption, the choice of adsorbent material is an extremely important step. Among the various technologies used for water treatment, adsorption stands out, which is a unit operation involving a fluid and a solid phase. This process has many advantages, such as low cost, high efficiency, ease of operation, ease of implementation, in addition to the possibility of using various solids as adsorbent materials. Thus, this work presents an integrative review on the use of adsorption in the treatment of contaminated water and highlights the use of various biosorbent materials applied in water purification processes via adsorption. Therefore, this chapter combines data from the theoretical and empirical literature, with emphasis on the review of theories/evidence and analysis of problems relevant to the proposed theme.

Keywords: Water treatment. adsorption. Biosorption. Biosorbent materials.

1. INTRODUÇÃO

A água é essencial para a vida na terra e tem diferenciação tanto para o consumo humano, quanto para o uso na indústria e na agricultura. Entretanto, a quantidade de água doce na terra é limitada e estima-se que em 2025, metade da população mundial viverá em áreas com escassez de água (DOTTO; MCKAY, 2020; ELGARAHY et al., 2021). As atividades industriais e agrícolas podem levar à contaminação da água por uma série de contaminantes que podem ser encontrados em águas residuais industriais, subterrâneas e superficiais, incluindo metais tóxicos, corantes, pesticidas, produtos farmacêuticos, produtos de higiene pessoal, hormônios, microrganismos, além de outros contaminantes emergentes. A presença desses compostos em águas e efluentes é prejudicial tanto ao meio ambiente, quanto à saúde pública (DOTTO; MCKAY, 2020; VAHABISANI; AN, 2021).

Existem várias tecnologias utilizadas para o tratamento de água, dentre as quais se destaca a adsorção (DOTTO; MCKAY, 2020; VAHABISANI; AN, 2021). Adsorção é uma operação unitária envolvendo um fluído (água, neste caso) e uma fase sólida (o adsorvente). Na fase de fluído, um ou mais contaminantes dissolvidos estão presentes (o adsorbato). Os contaminantes dissolvidos são transferidos da fase líquida para a superfície do adsorvente, purificando a água. A adsorção é usada para fins de tratamento de água devido às seguintes vantagens: baixo custo, alta eficiência, facilidade de operação, facilidade de implementação, a possibilidade de usar vários sólidos como materiais adsorventes e a possibilidade de recuperação do adsorvente e do adsorbato. É essencial destacar que a adsorção é competitiva e eficiente como operação de polimento quando a concentração dos contaminantes na água varia de ng.L^{-1} a mg.L^{-1} (DOTTO; MCKAY, 2020).

A escolha, desenvolvimento e caracterização do material adsorvente é um ponto chave para projetar um processo de tratamento de água por adsorção. Um adsorvente adequado para tratamento de água requer: baixo custo e disponibilidade, estabilidade química, estabilidade mecânica, boas características texturais e físico-químicas, alta capacidade de adsorção, alta eficiência, cinética rápida, além de potencial de regeneração e reutilização (DOTTO; MCKAY, 2020).

A bioissorção, que é uma subcategoria da adsorção, ocorre através da ligação de poluentes à materiais derivados de várias biomassas. O uso de biomassa como matriz de bioissorção também é uma opção ambientalmente amigável e de baixo custo, promissora para remover poluentes da água (VAHABISANI; AN, 2021). Desta forma fica clara a importância do desenvolvimento de materiais, processos e tecnologias que possam permitir a descontaminação, gerenciamento e reuso da água.

Este trabalho teve como objetivo realizar uma revisão integrativa da literatura sobre a utilização da bioissorção no tratamento de águas. A revisão integrativa, é a mais ampla abordagem metodológica referente às revisões, e permite a inclusão de estudos experimentais e não-experimentais para melhor compreensão de um tema estudado. Além disso, combina dados da literatura teórica e empírica e apresenta vários propósitos: definição de conceitos, revisão de teorias/evidências e análise de problemas de um tema particular (SOUZA, SILVA; CARVALHO, 2010).

Para construir a revisão integrativa proposta, a seleção dos artigos foi feita na base de dados *Google Scholar* no período entre 2010 e 2021, utilizando-se como palavras-chave “*bioisroption water treatment*”, que foi definido como critério de seleção dos artigos e deveriam constar no título ou no resumo. Os artigos foram categorizados e analisados de forma que os mesmos pudessem entrar em uma ou mais categorias, que são: Fundamentação Teórica, Bioissorção utilizando-se microrganismos como material adsorvente; Bioissorção utilizando-se plantas como material adsorvente, Bioissorção utilizando-se algas como material adsorvente, Bioissorção utilizando-se resíduos de alimentos como material adsorvente e Bioissorção utilizando-se outros materiais adsorventes.

2. FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA

Apesar de 70% da superfície da Terra ser coberta por água, sua contaminação tornou-se uma questão de preocupação mundial, com inúmeros poluentes sendo liberados de forma síncrona em corpos aquáticos. A poluição hídrica pode ser classificada em fontes pontuais e não pontuais. As fontes pontuais originam-se de emissários de efluentes de diferentes sistemas de esgoto, poços de petróleo, fábricas e usinas de energia. Já as fontes não pontuais, têm origem em múltiplas fontes e sua

liberação está relacionada ao movimento da água originada do processo natural. Dentre os contaminantes dessas fontes podem ser citados os metais tóxicos, corantes, agroquímicos, derivados de petróleo e produtos farmacêuticos (ELGARAHY et al., 2021).

O processo de sorção é um fenômeno físico-químico no qual as moléculas de sorbato concentram-se na superfície de outra substância (sorvente, do inglês *sorbent*), levando à purificação do efluente com alta eficiência. Apesar de ter o envolvimento de entidade biológica, a bioabsorção e a bio sorção estão envolvidas em termos de mecanismo de sorção. A absorção é a incorporação de uma substância em um estado em outra substância com um estado diferente, já a adsorção é uma ligação física na qual o sorbato interage com um sorvente resultando em uma interface sorvente-sorbato (FOMINA; GADD, 2014).

A bio sorção é uma aplicação biotecnológica prática do desenvolvimento sustentável (ISILDAR et al., 2019), ecologicamente correta, econômica e eficiente para o tratamento de água (GUPTA et al., 2018). A partir da bio sorção reduz-se a concentração de diferentes poluentes da água até limites aceitáveis recomendados por diferentes regulamentações federais (KRSTIC et al., 2018), estando em conformidade com os princípios da Química Verde (ELGARAHY et al., 2021). O processo de bio sorção pode ser definido como um processo multidimensional independente do metabolismo, que utiliza bio-resíduos (biomassas), para a eliminação de diferentes poluentes da água, com baixo custo operacional e de fabricação e alta eficiência (GUPTA et al., 2019).

A escolha da biomassa (bio sorvente) é muito importante e alguns pontos devem ser levados em consideração para essa decisão, como seu custo e origem (ELWAKEEL et al., 2012). Além disso, a utilização de biomassa morta tem prioridade sobre as viáveis, pois não necessita do uso de nutrientes para o crescimento, não apresentam toxicidade, são biocompatíveis, ecologicamente corretas e são recicláveis e adaptáveis (tanto em leite fixo, quanto em batelada). Outro ponto de destaque é o benefício econômico desses bio-resíduos, que geram receita para diferentes indústrias e reduzem os problemas de descarte (ELWAKEEL, 2010).

A bio sorção está alicerçada nas características físico-químicas do bio sorvente, como solubilidade, tamanho molecular, carga superficial, composição química, reatividade, além da hidrofobicidade. Em um bio sorvente, existem numerosos grupos funcionais (álcool, amino, aldeídos, grupos carboxílicos, hidroxila, fosfato, tiol, cetonas,

fenólicos e éter) que facilitam o processo de sorção dos poluentes. Os mecanismos envolvidos nesse processo incluem agregação, complexação/coordenação, interação eletrostática, troca iônica, microprecipitação, oxidação e redução (DA FONTOURA et al., 2017; CALDERÓN et al., 2020).

A interação entre os poluentes da água e os bio sorventes está ligada à sorção de superfície e à sorção intersticial. Na sorção superficial ocorre a migração das moléculas de sorbato da solução aquosa para a superfície do bio sorvente. Ao cruzarem a camada limite ao redor do bio sorvente, os poluentes se ligam aos sítios ativos na superfície do bio sorvente e são removidos da solução. As interações intermoleculares envolvidas nesse tipo de sorção são: interação dipolar, ligação de hidrogênio ou forças de Van Der Waals (SULYMAN et al., 2017). Já na sorção intersticial, os poluentes se difundem em direção aos poros bio sorventes e são bio sorvidos na superfície interior dos mesmos (JOSEPH et al., 2019).

É importante destacar que a existência de vários grupos funcionais na superfície bio sorvente e a forte influência desses grupos pelo pH do meio também afetam o mecanismo de ação dos bio sorventes. Em pH baixo ocorre a protonação de vários desses grupos funcionais e o desenvolvimento de uma carga positiva na superfície bio sorvente. Isso leva à ocorrência de repulsão eletrostática, reduzindo e/ou impedindo a sorção de poluentes carregados positivamente. Em contrapartida, o aumento do pH do meio diminui a repulsão eletrostática e aumenta a bio sorção (CALDERÓN et al., 2020; ELGARAHY et al., 2021).

O processo de bio sorção também deve ser analisado com base no mecanismo de troca iônica entre o sorvente e os poluentes. Uma explicação para isso é a substituição de prótons dos sítios trocáveis presentes na superfície bio sorvente por poluentes (íons metálicos ou moléculas carregadas). A presença de grupos hidroxila, carboxila e fenóis na superfície do bio sorvente favorecem esse mecanismo (MOREIRA et al., 2019). O pH da solução também influencia fortemente o mecanismo de troca iônica. Em meio ácido, o aumento dos íons H^+ leva à competição com poluentes carregados positivamente para serem sorvidos no bio sorvente. Já em meio básico, o aumento dos íons OH^- leva à competição com poluentes carregados negativamente para serem sorvidos nos sítios de sorção (CALDERÓN et al., 2020; ELGARAHY et al., 2021).

A formação de complexos de superfície é outro ponto relevante na discussão dos mecanismos envolvidos na bioissorção e envolve a interação de poluentes (íons metálicos) com grupos funcionais contendo oxigênio (associado à liberação de prótons e à formação de complexos de superfície). A tendência do ligante para a formação de complexos metálicos é dependente da classificação dos metais, com base no princípio ácido-base duro-mole. Isso pode ocorrer de duas formas: os cátions metálicos podem se ligar à superfície bioissorvente através de uma ligação covalente estabelecida entre o metal e o átomo de oxigênio do grupo funcional presente na superfície do bioissorvente, ou os cátions podem se aproximar dos grupos negativos presentes na superfície bioissorvente (FOMINA; GADD, 2014).

Diferentes materiais podem ser utilizados como bioissorventes, dentre os quais tem destaque os materiais obtidos a partir de algas, microrganismos, plantas e resíduos de alimentos, os quais são apresentados a seguir.

3. BIOSSORÇÃO UTILIZANDO-SE ALGAS COMO MATERIAL ADSORVENTE

As algas marinhas são consideradas bons bioissorventes devido ao seu baixo custo, sua natureza renovável e sua alta capacidade de bioissorção de metais. Acredita-se que os grupos fosfato, carboxila, amina e amida (encontrados em carboidratos, lipídios, proteínas e outros biopolímeros da camada revestidora celular microbiana) sejam os principais sítios de adsorção desses metais nesse bioissorvente (NESSIM et al., 2011). As microalgas podem ser úteis na remoção de vários compostos e nutrientes das águas residuais (AKETO et al., 2020). Várias linhagens de microalgas foram capazes de implementar o metabolismo mixotrófico ou quimioheterotrófico que é essencial para o tratamento de águas residuais (UBANDO et al., 2021).

Nessim et al. (2011) estudaram a utilização das algas *Ulva fasciata* e *Sargassum* sp. para reduzir os níveis de chumbo e cádmio de soluções monometálicas. De acordo com os autores, a partir de análises por Infravermelho com Transformada de Fourier (FTIR), os grupos funcionais amino, hidroxila e carboxila foram os principais sítios de bioissorção para a ligação dos metais nos bioissorventes estudados. Os dados experimentais apontam para um processo com cinética de pseudo-segunda ordem. Além disso, o modelo de Freundlich foi o modelo que melhor se adequou à bioissorção

estudada. Como nesse estudo foram realizados vários ciclos operacionais, os autores apontam que a capacidade de bioissorção diminuiu ao longo de quatro ciclos operacionais, tanto para chumbo, quanto para cádmio.

O estudo da bioissorção de seis macroalgas marrons (*Nizamuddina zanardinii*, *Stoechospermum marginatum*, *Cystoseira indica*, *Dictyota cervicornis*, *Padina australis* e *Sargassum glaucescens*) para a remoção de cromo (Cr VI), foi realizado por Koutahzadeh et al. (2013). Os autores verificaram que a sorção de Cr (VI) é altamente dependente do pH, tendo sido confirmado que a taxa de remoção foi rápida nos primeiros 30 min., e diminuiu gradualmente atingindo o equilíbrio entre 70 e 150 minutos. Os dados mostraram que a sorção máxima foi obtida em pH 1,0, o modelo isotérmico de Freundlich apresentou o melhor ajuste com os dados de equilíbrio e o processo de bioissorção apresentou cinética de pseudo-segunda ordem.

A capacidade de bioissorção da alga *Padina sanctae crucis* na remoção de flúor de solução aquosa foi avaliada por Dobaradaran et al. (2016). Os autores estudaram a bioissorção em batelada à temperatura ambiente e avaliaram a quantidade de bioissorvente (0,8 a 64 g/L), o tempo de contato (5 a 120 min.), o pH (3, 7 e 11), a concentração inicial de flúor (2 a 8 mg/L) e a presença de ânions competidores (como bicarbonato, nitrato, carbonato, sulfato e cloreto). A partir desse estudo os autores concluíram que a maior bioissorção de remoção foi obtida com 48 g/L de bioissorvente, 5 minutos de tempo de contato e 8 mg/L de concentração inicial de flúor, obtendo 97% de remoção de flúor nessas condições. Os autores concluíram ainda, que a presença de ânions concorrentes não apresentou efeito significativo na bioissorção de flúor pelo bioissorvente, que o modelo de Freundlich foi o que melhor se ajustou ao processo e que cinética de bioissorção foi controlada pelos modelos de pseudo-segunda ordem e difusão de poros.

4. BIOSSORÇÃO UTILIZANDO-SE MICRORGANISMOS COMO MATERIAL ADSORVENTE

Os microrganismos desempenham uma importante função na biorremediação de solos, águas e efluentes contaminados. Neste contexto, bactérias, fungos e leveduras têm recebido bastante atenção como biomateriais para serem utilizados como

biossorventes. As biomassas residuais de microrganismos industriais, incluindo bactérias, algas, fungos e leveduras, são capazes de acumular eficientemente metais tóxicos como biossorventes (VENDRUSCOLO; FERREIRA; FILHO, 2017).

Alguns microrganismos são capazes de biossorver manganês de forma eficiente e a captação é mais seletiva do que pelo método convencional. Dentre os microrganismos, *Leptothrix* sp., *Pseudomonas*, *Arthrobacter* sp., e *Bacillus* sp. foram identificados com capacidade para a remoção de manganês (Mn^{2+}). O potencial efetivo de biossorção desses biossorventes reside na grande área superficial, porosidade e excelente capacidade de sedimentação. A melhor aplicação desses biossorventes é no tratamento biológico de água potável que exige um indicador padrão para prevenir a contaminação fecal e de microorganismos, bem como coliformes totais e *Escherichia coli* estabelecidos pela Organização Mundial da Saúde (OMS) (HASAN et al., 2012).

Sulaymon et al. (2010), avaliaram a biossorção de chumbo (Pb II), cádmio (Cd II) e mercúrio (Hg II) de soluções aquosas simuladas utilizando biomassa de levedura de panificação como biossorvente. Os resultados obtidos mostraram o modelo de Langmuir fornece o melhor ajuste para os resultados experimentais e, que a partir dos dados cinéticos obtidos, pode-se dizer que a biossorção de Cd (II) e Pb (II) seguem modelos de pseudo-primeira e segunda ordem, mas o processo de Hg (II) seguiu o modelo de pseudo-segunda ordem.

Hasan et al. (2012), estudaram *Bacillus* sp. e lodo ativado de esgoto como biossorventes para a remoção de Mn^{2+} , um dos contaminantes inorgânicos que causa graves problemas no tratamento e distribuição de água devido ao acúmulo nos sistemas de tubulação. A biossorção de Mn^{2+} por *Bacillus* sp. ajustou-se melhor à isoterma de Langmuir. Já a isotérmica D-R foi a que melhor se ajustou ao lodo ativado de esgoto. Os autores concluíram que os processos de biossorção de Mn^{2+} por *Bacillus* sp. e lodo ativado de esgoto, ocorreram através do mecanismo de troca iônica química entre os grupos funcionais e o íon Mn^{2+} .

O comportamento de biossorção do composto biofloculante CBF, produzido por uma cultura mista de *Rhizobium radiobacter* e *Bacillus sphaeicus*, foi investigado para remoção de Pb(II) por Wang et al. (2013). Os resultados obtidos pelos autores mostram que o processo obedece ao modelo cinético de pseudo-primeira ordem e o modelo de Langmuir se ajustou melhor aos dados de equilíbrio. Já, os valores de ΔG° negativo e

ΔH° positivo indicaram que o processo de bioadsorção foi espontâneo e endotérmico. Os autores mostraram ainda, que os grupos funcionais hidroxila (ROH), amina (R_2NH) e carbonila ($R_2C=O$) pertencentes a diversos compostos orgânicos, estavam envolvidos na bioadsorção estudada.

As propriedades de adsorção de íons de diversos metais tóxicos, tais como: cádmio (Cd^{2+}), manganês (Mn^{2+}), níquel (Ni^{2+}), chumbo (Pb^{2+}) e zinco (Zn^{2+}) por *Aspergillus tamarii* foram investigadas por Sahin, Keskin e Keskin (2013). A partir dos dados obtidos, foi possível verificar que a adsorção dos íons estudados aumentou com a velocidade de agitação até 150 rpm. Após esta velocidade de agitação, a capacidade de adsorção diminuiu ligeiramente. O equilíbrio de adsorção foi obtido em 150 min. de tempo de contato. Nas condições ideais, a adsorção máxima de Cd^{2+} , Mn^{2+} , Ni^{2+} , Pb^{2+} e Zn^{2+} foi de 51,69, 46,99, 58,74, 98,14 e 54,33%, respectivamente, usando 1,5 g de biomassa.

Javanbakht, Alavi e Zilouei (2014), investigaram os principais mecanismos de bioadsorção e a maioria dos grupos funcionais envolvidos nesse processo para vários bioadsorventes à base de microrganismos. Os autores verificaram que esses bioadsorventes contêm uma variedade de sítios funcionais, incluindo carboxila, imidazol, sulfidril, amino, fosfato, sulfato, tioéter, fenol, carbonila, amida e hidroxila que são responsáveis pela adsorção de metais. Assim, para se entender como os metais se ligam à biomassa, é essencial identificar os grupos funcionais responsáveis pela ligação do metal, uma vez que esses grupos encontram-se nas paredes celulares dos microrganismos. Os autores destacam ainda que os mecanismos envolvidos no processo de bioadsorção incluem o transporte através da membrana celular, complexação, troca iônica, precipitação e adsorção física. Para os bioadsorventes à base de biomassa não viva, a ligação de metal, independente do metabolismo, às paredes celulares e superfícies externas é o único mecanismo que ocorre. Entretanto, os autores concluem que independente do metabolismo, a adsorção envolve essencialmente processos como adsorção iônica, química e física.

Bazrafshan, Zarei e Mostafapour (2015), avaliaram a remoção bioadsorvente de cádmio pelo fungo *Trichoderma*. Os autores observaram que a capacidade de bioadsorção de cádmio e sua eficiência de remoção aumentaram com o aumento do pH da solução, e a bioadsorção máxima de íons cádmio (Cd^{2+}) foi obtida em pH 6. Os dados de cinética



de bioadsorção se ajustaram bem a um processo de pseudo-primeira ordem durante os 120 min. iniciais de bioadsorção, e quando o tempo de bioadsorção foi de 120 min. os dados experimentais se ajustaram muito bem a um processo de pseudo-segunda ordem. Os parâmetros termodinâmicos ΔG° , ΔH° e ΔS° confirmaram que a bioadsorção de íons Cd (II) pelo fungo *Trichoderma* foi de natureza espontânea e endotérmica.

Haq et al. (2015), estudaram uma bactéria endofítica *Kocuria rhizophila* como bioadsorvente para a adsorção de Cd (II) e Cr (III) de solução aquosa. O equilíbrio de bioadsorção estudado foi descrito pelas isothermas de Langmuir e Freundlich. O modelo de Langmuir mostrou capacidade máxima de adsorção (Q_{max}) para Cd e Cr de 9,07 e 14,4 mg g⁻¹, respectivamente. Os dados cinéticos indicaram que a bioadsorção estudada segue uma equação de pseudo-segunda ordem. Já a análise por FTIR mostrou a presença de diversos grupos funcionais (OH, C=O, C=N, N-H, C-O, C-O-C e C-H) na superfície de *K. rhizophila*, os quais podem ser responsáveis pela bioadsorção dos metais estudados.

Mahmoud (2015), descreveu um método para a bioadsorção de Cr (VI) de amostras aquosas e de água real usando levedura impregnada com gelatina como bioadsorvente ecologicamente correto, não tóxico, não carcinogênico, biodegradável, biocompatível e barato. A capacidade de bioadsorção do bioadsorvente utilizado está condicionada a condições de pH do meio, sendo os melhores resultados obtidos em condições ácidas, devido ao mecanismo de interação de pares iônicos. Além disso, a bioadsorção de Cr (VI) obedeceu aos modelos isotérmicos de Langmuir, BET e D-R e o valor de Q_{max} identificado foi de 500 mg g⁻¹.

Dhanarani et al. (2016), descrevem a sorção de alumínio por *Bacillus safensis* isolado de um local contaminante explosivo. Segundo os autores, a concentração inicial de metal foi de 100 mg/L de alumínio (Al), e em estudos de imobilização, o alginato de sódio foi utilizado como material de suporte para aprisionamento celular em condições otimizadas. A partir disso, a eficiência de remoção de metal de células livres (92 mg/L), foi ligeiramente superior à das células imobilizadas (84 mg/L). Mas os autores destacam que a manutenção de alta densidade celular, baixo custo de processamento, usos repetidos e contínuos são recomendações da técnica de imobilização para tratamento de água em grande escala.

Horciu et al. (2020), estudaram o potencial de bioadsorção de biomassa residual de *Bacillus* sp. imobilizada em alginato de sódio para remoção de corante têxtil. De



acordo com os autores, os dados de equilíbrio foram melhor ajustados pela isoterma de Langmuir com uma capacidade de bioadsorção de cerca de 588,235 mg/g a 20 °C, com melhores resultados para os menores grânulos do bioadsorvente.

5. BIOSSORÇÃO UTILIZANDO-SE PLANTAS COMO MATERIAL ADSORVENTE

A bioadsorção utilizando bioadsorventes à base de plantas é uma tecnologia verde, ecologicamente correta devido à sua biodegradabilidade, não toxicidade, baixo custo, com alta disponibilidade e reutilização. Muitas espécies de plantas têm sido utilizadas como precursores para o desenvolvimento de bioadsorventes mas a maioria das espécies consideradas são aquelas que não encontram nenhum uso competitivo e são facilmente obtidas (ADENIYI; IGHALO, 2019). Esses bioadsorventes têm sido muito utilizados para remoção de corantes, remediação de efluentes industriais tóxicos, remoção de fertilizantes e/ou pesticidas e poluentes atmosféricos (KUMAR et al., 2021).

Bhatnagar e Minocha (2010), estudaram a viabilidade do uso do resíduo de casca de *Punica granatum* (romã) para a remoção de níquel de solução aquosa. Os autores demonstraram que o processo de sorção estudado é explicado por um modelo cinético de pseudo-segunda ordem, que a capacidade máxima de sorção do bioadsorvente estudado foi de 52 mg g⁻¹, que a sorção estudada foi considerada endotérmica, com dados de acordo com o modelo de Langmuir e que a ΔG° negativa indica a natureza espontânea do processo de sorção.

A remoção de níquel também foi o estudada por Reddy et al. (2011), porém os autores utilizaram casca da árvore de *Moringa oleífera* como bioadsorvente. Os resultados obtidos evidenciaram que o processo de bioadsorção seguiu o modelo cinético de pseudo-segunda ordem, com capacidade máxima de bioadsorção de 30,38 mg g⁻¹, em pH 6,0. Os parâmetros termodinâmicos calculados mostraram a viabilidade, natureza endotérmica e espontânea da bioadsorção de Ni (II) na biomassa estudada. Os autores avaliaram ainda a reutilização do bioadsorvente, que foi significativa mesmo após seis ciclos consecutivos de bioadsorção-dessorção sem perda na capacidade de bioadsorção.

Zhou et al. (2015), utilizaram como bioadsorvente uma planta abundante na China e que é resistente a doenças, *Cyclosorus interruptus*, para remoção de Pb (II) de solução aquosa. O bioadsorvente foi altamente seletivo e apresentou alta capacidade de

biossorção ($46,25 \text{ mg g}^{-1}$), para o poluente estudado, se ajustou melhor ao modelo isotérmico de Langmuir na descrição da adsorção, com cinética de pseudo-segunda ordem e equilíbrio alcançado em 30 minutos. Como a energia de ativação da biossorção foi de $12,79 \text{ kJ mol}^{-1}$, a biossorção pode ser uma biossorção química ativada. Os valores ΔG° e ΔH° indicam uma biossorção favorável de chumbo (Pb II) e natureza exotérmica da biossorção.

A capacidade de biossorção dos íons Pb (II), Cu (II) e Ni (II) foi estudada por Asgarzadeh et al. (2016), utilizando um biossorvente de baixo custo à base de folhas de *Pinus eldarica*. Os autores obtiveram capacidade máxima de sorção de 40, 26 e 33 mg g^{-1} para Pb (II), Cu (II) e Ni (II), respectivamente. A partir dos resultados obtidos as equações cinéticas de pseudo-primeira e pseudo-segunda descreveram bem a cinética de adsorção estudada. Os modelos de Langmuir e Fritz-Schlunder forneceram a melhor correlação com os dados experimentais obtidos.

Kumar et al. (2021), reportam o mecanismo de biossorção de poluentes através dos materiais biológicos. Nesse processo, os contaminantes aderem à superfície celular dos biossorventes e/ou se acumulam nas células que tem uma carga negativa, por conta dos grupos carbonil, amino, hidroxil, amida, amina e o grupo fosfato, e pode adsorver uma quantidade significativa de moléculas de corante (ou seja, cátions). A taxa de adsorção desses poluentes é geralmente controlada pela taxa de transporte da fase líquida ou pela taxa de transporte de massa intrapartícula.

6. BIOSSORÇÃO UTILIZANDO-SE RESÍDUOS DE ALIMENTOS COMO MATERIAL ADSORVENTE

O Brasil é um país de clima tropical, ampla extensão territorial e grande produtor de frutas que ao serem processadas geram milhões de toneladas de resíduos que, muitas vezes, são descartados de forma inadequada, gerando poluição ambiental. Assim, dar outro destino a esses compostos, além de ser ambientalmente correto pode ser também economicamente viável.

A remoção do corante têxtil Remazol Red F3B (vermelho reativo 180) de solução aquosa foi estudada utilizando o farelo de trigo como material adsorvente por Sulak e Yatmaz (2012). Segundo os autores o vermelho reativo 180 foi utilizado como corante

têxtil modelo e, as variáveis analisadas foram tempo de contato, pH, concentração inicial do corante, quantidade de farelo de trigo e temperatura. Os resultados indicaram uma condição ótima para remoção do corante sendo a seguinte: tempo de contato de 4 horas, pH inicial 2, concentração inicial do corante de 200 mg/L, quantidade de adsorvente igual a 0,25 g e temperatura de 20 °C. Utilizando-se essas condições experimentais foi possível obter um valor máximo de remoção do corante de 39,42 mg/g. Outro ponto importante avaliado foi o pH baixo que favoreceu a remoção do corante quando se utiliza o farelo de trigo. Extensivamente, outros cinco diferentes tipos de corantes foram testados (Laranja reativo 16, Preto reativo 5, Vermelho direto 80, Vermelho ácido e Amarelo ácido 199). Os resultados experimentais mostraram que a equação de Langmuir teve um melhor ajuste em comparação com a equação de Freundlich. Diferentes parâmetros termodinâmicos como ΔG° , ΔH° e ΔS° foram avaliados e determinou-se que este processo de adsorção possui natureza espontânea e exotérmica. A superfície do biosorvente foi avaliada por microscopia eletrônica de varredura (MEV) e apresentou razoável similaridade com medidas de adsorção.

Su et al. (2013) avaliaram o uso da palha do trigo modificada com surfactantes para adsorção do laranja de metila em águas contaminadas. Segundo os autores, esse corante é muito utilizado na indústria têxtil, para impressão em papel, indústrias de alimentos e farmacêutica. Como agente modificador da palha do trigo foi utilizado o brometo de cetil-trimetil-amônia a fim de aumentar sua capacidade de adsorção. Técnicas como FTIR e fluorescência de Raios-X indicaram que o brometo de cetil-trimetil-amônia entrou de forma satisfatória na rede estrutural da palha do trigo. Parâmetros como pH, tempo de contato, temperatura, concentração do corante e do adsorvente foram monitorados ao longo dos experimentos. A capacidade de adsorção do material foi de 50,4 mg/g a 303 K, pH 3, tempo de contato de 520 minutos, em uma solução aquosa de 1 g/L do laranja de metila. Os modelos de Freundlich e Temkin foram utilizados para representar o equilíbrio e um modelo de difusão de pseudo-segunda ordem para representar a cinética do sistema. Parâmetros termodinâmicos indicaram que o processo de adsorção foi espontâneo e exotérmico.

Alomá et al. (2013) estudaram as características do processo de adsorção do cátion Cr^{6+} em solução aquosa usando o bagaço da cana-de-açúcar. Parâmetros como pH, tempo de contato, concentração inicial do metal e temperatura foram avaliados. O

potencial de equilíbrio da adsorção do cátion em diferentes temperaturas foi analisado comparando-se com os modelos de isothermas de adsorção de Freundlich, Langmuir, Goles e Dubinin-Radushkevich. Segundo os autores, este processo de adsorção estudado seguiu o modelo de Langmuir com capacidade máxima de adsorção de 1,76 mg/g a 25 °C. A cinética de adsorção do Cr^{6+} seguiu o modelo de pseudo-segunda ordem e de acordo com os parâmetros termodinâmicos calculados o processo foi viável, espontâneo e exotérmico.

O pó da folha do abacaxi (*Ananas comosus*) foi utilizado como material para remoção do corante violeta cristal em solução aquosa por Neupane et al. (2014). Os parâmetros avaliados nesse trabalho foram tempo de contato, concentração do corante e adsorvente, pH, velocidade de agitação, tamanho de partícula do adsorvente e temperatura. Diferentes modelos de isothermas foram avaliados como o de Langmuir, Freundlich, Dubinin-Radushkevich e Temkim. A adsorção máxima foi encontrada utilizando-se tamanho de partícula do adsorvente menor que 150 μm , 50 mg de adsorvente, 30 °C, 200 rpm e pH 8. Nessas condições a capacidade máxima de absorção do violeta cristal foi igual a 158,73 mg/g. O modelo de pseudo-segunda ordem de Lagergen ajustou-se melhor aos dados levantados e o processo de adsorção foi mais eficiente utilizando-se concentrações iniciais mais baixas do corante e pH até 8. Temperaturas mais baixas, aumento na velocidade de agitação e diminuição do tamanho de partícula do adsorvente também são fatores que favorecem o processo de remoção do corante violeta cristal.

Yargıç et al. (2015), estudaram resíduos de fábrica de tomate tratados com ácido clorídrico para avaliar a eficiência na remoção de cobre (II). Os autores obtiveram remoção de 92,08% em pH 8, a isoterma de adsorção de Langmuir foi a que melhor se ajustou aos dados de adsorção obtidos, a cinética de reação de pseudo-segunda ordem foi a mais apropriada ao processo estudado, com bioadsorção exotérmica a 293 K e 313 K.

A modelagem de equilíbrio, o estudo cinético e o estudo termodinâmico foram avaliados no processo de adsorção de solução do azul de metileno utilizando a casca de batata (*Solanum tuberosum*) como adsorvente por Guechi e Hamdaoui (2015). A influência das condições operacionais como tempo de contato, concentração do corante e bioadsorvente, pH, temperatura e tamanho de partícula do adsorvente foram avaliados.



Os resultados mostraram que o aumento na concentração inicial do bioissorvente e o pH tem um efeito positivo na adsorção do azul de metileno. Contudo, o tamanho de partícula utilizado e a temperatura tem um efeito negativo no processo de adsorção. Segundo os autores a cinética de adsorção seguiu o modelo de pseudo-segunda ordem. Os dados de equilíbrio foram melhor representados pelo modelo isotérmico de Langmuir, mostrando a capacidade máxima de adsorção da monocamada em 205,26 mg/g. Os resultados termodinâmicos sugerem que esse processo de bioissorção é um processo espontâneo de natureza exotérmica.

Salim et al. (2015), estudaram a adsorção de metais pesados tóxicos como o chumbo e cobre em soluções aquosas utilizando casca de banana em pó. A casca de banana foi quimicamente modificada utilizando hidróxido de sódio (0,1M) e, parâmetros como massa de adsorvente, pH inicial, concentração inicial e tempo de contato foram avaliados. Para comparação foram realizadas também as mesmas análises com a casca de banana sem modificação. Segundo os autores o uso da casca de banana modificada gerou maior eficiência na remoção dos metais tóxicos e, o uso de 0,9 g de casca de banana em 100 mL de água contaminada foi eficiente na remoção tanto do chumbo quanto do cobre. A adsorção máxima para Pb foi de 6mg/L em 150 min e a do Cu de 2 mg/L em 120 minutos. Os dados de equilíbrio de ambos os metais foram bem ajustados com os modelos de Langmuir e Freundlich com $R^2 \sim 0,99$.

Ahmed et al. (2016), avaliaram o uso da casca de abacaxi quimicamente oxidada no processo de adsorção de metais tóxicos como o Cd(II) e Pb(II) em solução. As técnicas FTIR e MEV foram utilizadas para caracterizar o bioissorvente. Após o processo de oxidação química da casca do abacaxi ocorreu um aumento significativo na capacidade de adsorção dos metais Cd(II) e Pb(II), devido provavelmente à introdução de grupos hidroxila e carboxílicos na superfície da casca de abacaxi. A cinética de bioissorção foi bem descrita para os dois metais como cinética de pseudo-segunda ordem. Além disso, os dados foram melhor representados pelo modelo isotérmico de Langmuir e apresentaram capacidade máxima de adsorção de 42,10 mg/g para Cd (II) e 28,55 mg/g para Pb (II). A análise termodinâmica indicou que o processo de adsorção foi exotérmico e a espontaneidade do processo diminuiu com o aumento da temperatura.

Agrião (*Nasturtium officinale*) em pó foi utilizado como material adsorvente de chumbo em solução aquosa (ALMASI et al., 2016). Os efeitos das várias variáveis na



remoção do chumbo, incluindo pH, tempo de contato, concentração do adsorvente e do chumbo foram avaliados. Os autores utilizaram a superfície de resposta dos gráficos para estimar os efeitos interativos das variáveis. A análise estatística e a modelagem pela metodologia de superfície de resposta mostraram-se técnica eficientes em determinar as condições ideais de adsorção do chumbo. Todas as variáveis estudadas neste processo de remoção apresentaram efeitos significativos sendo que a concentração ideal de agrião nesse processo foi igual a 10 g/L. Os dados cinéticos foram obtidos sendo que o processo foi considerado de segunda ordem com $K=0,08$ L/mol.min.

Mangifera indica é uma espécie de planta da família Anacardiaceae, que produz o fruto manga. É encontrada na sua forma nativa principalmente no sul e sudeste da Ásia e produz um fruto muito utilizado, principalmente, na produção de sucos o que gera grande quantidade de resíduos. A semente da manga, quimicamente modificada foi avaliada no processo de adsorção do chumbo II para o tratamento de soluções aquosas contaminadas (MOYO et al., 2017). Segundo os autores, em seu estado natural, esses agrobiossorventes apresentam baixa capacidade de sorção o que indica a necessidade da aplicação de um processo de modificação química desse material. As sementes de manga em pó foram tratadas com solução de hidróxido de sódio e dianidrodietilenodiamino tetraacético (EDTA). Esse material foi caracterizado por FTIR, análise termogravimétrica (ATG) e Difração de Raios-X (DRX). Modelos de Langmuir, Freundlich e Dubinin-Radushkevich foram utilizados para estudar as isotermas de adsorção. Os resultados foram promissores com índice de adsorção igual a 306,33 mg de Pb^{2+} /g de semente de manga em pó modificada. As isotermas foram melhor simuladas pelo modelo de Langmuir sendo considerado um processo de pseudo-segunda ordem.

Cascas de damasco (*Prunus armeniaca* L.) obtidas a partir do processamento da fruta foram modificadas com solução aquosa de NaOH (1M) a fim de promover a adsorção de íons de metais tóxicos (Cu^{2+} , Zn^{2+} , Pb^{2+}), para purificação de soluções aquosas (ŠOŠTARIĆ et al., 2018). Com o intuito de avaliar a eficiência do tratamento alcalino no resíduo as propriedades químicas, superficiais e de composição foram avaliadas e indicaram uma redução no teor de hemicelulose de 19,2 para 3,5% e um aumento na área superficial e porosidade. O método de titulação ácido-base de Bohem indicou que a maioria dos grupos carboxila da superfície estava na forma de sal de sódio e foi observado também um aumento significativo na alcalinidade da superfície pós-



tratamento. Todo esse processo gerou um aumento na adsorção dos metais em 154% para Cu^{2+} , 61% para Zn^{2+} e 90% para Pb^{2+} . Segundo os autores, os resultados sugerem que para esse processo o mecanismo é o de troca iônica e a cinética de pseudo segunda ordem, sendo que os cátions de metais tóxicos estavam ligados predominantemente por complexação. Testes utilizando amostras reais de águas residuais mostraram alta eficiência na remoção de múltiplos íons metálicos. Íons Fe, Pb, Cu e Cr foram reduzidos em 97, 87, 81 e 80 %, respectivamente . Enquanto Ni e Zn foram reduzidos para 33% e 14%, respectivamente. Outro ponto muito relevante avaliado pelos autores foi à capacidade de reuso do adsorvente. Isso porque o adsorvente avaliado pode ser regenerado com sucesso utilizando HCl e, após a regeneração, o material pode ser utilizado ou descartado.

Chen et al. (2019), analisaram a remoção de nove resíduos de pesticidas da água e do solo utilizando biossorventes como casca de amendoim e palha de trigo como suporte para a imobilização da lacase de *Aspergillus*. Os resíduos de agrotóxicos avaliados foram isoproturon, atrazina, prometrina, mefenacete, penoxsulam, nitenpiram, procloraz, pirazosulfuron-etil, bensulfuron-metil. As equações de Langmuir e Freundlich descreveram as isotermas de adsorção dos nove pesticidas. Os autores utilizaram concentrações dos agrotóxicos iguais a 6mg/L e, os resultados indicaram que mais de 55% e 65,9% dos agrotóxicos foram removidos em água em 3 dias, utilizando 25 g/L de lacase imobilizada com casca de amendoim e palha de trigo, respectivamente. Na remoção do pesticida no solo, os autores utilizaram 50 g de biossorvente/kg de solo, sendo que, as taxas de degradação variaram entre 20,9% a 92,9% e 14,7% a 92% em 7 dias para lacase imobilizada com casca de amendoim e palha de trigo, respectivamente.

Akpomie e Conradie (2020), realizaram um estudo de revisão sobre a descontaminação de águas poluídas a partir da casca de banana. Segundo os autores o processo de adsorção é uma técnica eficaz para a descontaminação da água, mas é limitada pelos custos dos adsorventes comerciais, como o carvão ativado. Assim, esse trabalho é focado na reciclagem e transformação de resíduos biológicos em adsorventes biodegradáveis e de baixo custo. Como destaque tem-se a casca de banana que é um resíduo que possui ampla disponibilidade e eficiência na remoção de poluentes. Segundo os dados levantados, a utilização da casca de banana *in natura* e pH entre 5 e 7 é mais adequado para a remoção de poluentes catiônicos, enquanto pH entre 2 e 4 é

mais eficiente para poluentes aniônicos. A casca de banana possui eficiência na remoção de poluentes em várias temperaturas e, o ácido nítrico é o eluente mais adequado para a dessorção dos metais tóxicos desse biossorvente. Além disso, os trabalhos indicaram a possibilidade do reuso da casca de banana em até cinco ciclos além do estudo da cinética e das isotermas de adsorção.

7. BIOSSORÇÃO UTILIZANDO-SE OUTROS MATERIAIS ADSORVENTES

Como já dito, muitos materiais podem ser utilizados como biossorventes, mas dentre esses destacam-se o uso do alginato e da quitosana (polissacarídeos), como biossorvente para remoção de vários poluentes em água.

Os alginatos são biopolímeros naturais aniônicos, lineares e solúveis em água, com diferentes aplicações ambientais. Trata-se de uma mistura de sais de cálcio, fosfato e sódio, constituintes da parede celular das algas marrons (FERNANDO et al., 2019). Já a quitosana é obtida a partir da N-desacetilação da quitina, que é o segundo polissacarídeo natural mais abundante (depois da celulose). A quitosana e seus derivados possuem ampla aplicação por terem baixo custo, não serem tóxicos, serem biocompatível, biodegradável e apresentarem excelente capacidade adsorativa. As principais desvantagens da quitosana é que apresenta instabilidade em condições ácidas, gerando aglomeração e baixa resistência mecânica. Entretanto, essas desvantagens podem ser contornadas pela produção de biocompósitos de quitosana reticulados, que também contribui para a reutilização do biossorvente (GOLIE; UPADHYAYULA, 2017; ELGARAHY et al., 2021).

Da Costa et al. (2020), utilizaram alginato e sericina reticulados com álcool polivinílico para a biossorção de terras raras. A capacidade máxima de biossorção foi de $0,642 \text{ mmol g}^{-1}$ a 55°C . Já Hu et al. (2020), avaliaram o aumento na capacidade de sorção de alginato utilizando-se diferentes quantidades de carbonato de cálcio, como agente formador de poros na remoção de Cu(II) . Os autores reportaram que com o tratamento a capacidade de adsorção de Cu (II) dobrou. Tendo o mesmo intuito de melhorar a capacidade de biossorção, Wei et al. (2020), funcionalizaram alginato por fosforilação para a remoção de Nd (III) e Mo (VI) . A funcionalização estudada melhorou consideravelmente a sorção de Nd (III) , porém para o Mo (VI) o aumento foi menos

expressivo e isso foi atribuído, segundo os autores, devido à alta afinidade das espécies de molibdato por grupos amina.

Jozwiak e Filipkowska (2020) fizeram um estudo comparativo das propriedades de sorção da quitosana reticulada com seis diferentes agentes de reticulantes (agentes iônicos: citrato de sódio, tripolifosfato de sódio, ácido sulfossuccínico e agentes covalentes: glutaraldeído, epícloridrina, trimetil propano, éter triglicídico). Os autores reportaram que a reticulação iônica afetou significativamente a capacidade de sorção do hidrogel de quitosana em relação a bio-sorção de corantes. Os melhores resultados de sorção foram obtidos com a reticulação a partir de citrato de sódio e ácido sulfossuccínico (potencial de sorção de 46,7% e 37,2%, respectivamente), e os piores resultados com a reticulação a partir de glutaraldeído, trimetil propano e éter triglicídico.

Golie e Upadhyayula (2017), prepararam três tipos de biocompósitos híbridos orgânicos-inorgânicos reticulados (quitosana/bentonita, quitosana/óxido de titânio e quitosana/alumina) para a remoção de nitrato de solução aquosa por bio-sorção em batelada. As capacidades de adsorção foram dependentes da dose do reticulante, diminuindo com o aumento da dose de reticulante. O modelo de Freundlich se ajustou melhor ao modelo isotérmico de equilíbrio de adsorção estudado. Já os parâmetros termodinâmicos indicaram que o processo de adsorção foi espontâneo e endotérmico, que foi melhor descrito por uma equação de pseudo-segunda ordem. Os autores descrevem os processos de adsorção estudados como eficazes, de baixo custo e reutilizáveis para a remoção de nitrato da água.

Vários autores estudaram a utilização da quitosana reticulada para remoção de corantes (RAEISZADEH et al., 2018; CRINI et al., 2019; JABLI, 2020; LI; REN, 2020), bem como para a remoção de metais tóxicos (ELWAKEEL et al., 2021; WEIBPFLOG et al., 2020; LUO et al., 2020), e fármacos de águas (ELWAKEEL et al., 2014; ZHANG et al., 2016).

De forma geral pode-se dizer que a quitosana e o alginato são bio-sorventes que apresentam excelente capacidade de sorção para remoção de poluentes, sendo a quitosana mais eficaz para a remoção de poluentes catiônicos, enquanto o alginato mais eficaz para poluentes aniônicos. Apesar do alginato ter se mostrado ser quimicamente mais estável, com a utilização de agentes reticulantes aos compósitos de quitosana também é possível obter-se um bio-sorvente estável a partir desse polissacarídeo.

Além disso, é possível dizer dos inúmeros benefícios do uso das biomassas recicladas, uma vez que contribuem para a eliminação de resíduos, para a resolução de muitos problemas ambientais, com baixo custo operacional e de fabricação e alta eficiência.

8. CONSIDERAÇÕES FINAIS

A partir dessa revisão integrativa foi possível observar alguns exemplos dentro da vasta gama de materiais (como, por exemplo, algas, microrganismos, plantas, resíduos de alimentos, dentre outros) que podem ser utilizados como bioissorventes. Destacam-se os bio-resíduos por conta de além de serem excelentes materiais adsorventes, ainda são alternativas que contribuem com o meio ambiente, a sociedade e transforma resíduos em um produto de valor agregado. Observou-se a possibilidade de remoção de variados tipos de poluente como, por exemplo, íons metálicos, corantes e microrganismos. A partir das análises dos trabalhos apresentados evidenciou-se a eficiência na remoção de diferentes contaminantes de soluções aquosas, e em muitos casos a possibilidade de reutilização dos bioissorventes em vários ciclos de adsorção/dessorção em processos espontâneos.

AGRADECIMENTOS

Os autores agradecem à CAPES, ao CNPq e à FAPEMIG.

REFERÊNCIAS

- ADENIYI, A.G.; IGHALO, J.O. Biosorption of pollutants by plant leaves: An empirical review. **Journal of Environmental Chemical Engineering**, v.7, p.1-33, 2019. DOI: 10.1016/j.jece.2019.103100
- AHMED, A.; KHATOON, A.; MOHD-SETAPAR, S.; KUMAR, R.; RAFFATULLAH, M. Chemically oxidized pineapple fruit peel for the biosorption of heavy metals from aqueous solutions. **Desalination and Water Treatment**, v.56, p.6432-6442, 2016. DOI: 10.1080/19443994.2015.1005150.
- AKETO, T.; HOSHIKAWA, Y.; NOJIMA, D.; YABU, Y.; MAEDA, Y.; YOSHINO, T.; TAKANO, H.; TANAKA, T. Selection and characterization of microalgae with potential for nutrient removal from municipal wastewater and simultaneous lipid production.



Journal of Bioscience and Bioengineering, v. 129, p.565-572, 2020. DOI: 10.1016/j.jbiosc.2019.12.004.

AKPOMIE K.G.; CONRADIE. J. Banana peel as a biosorbent for the decontamination of water pollutants. A review. **Environmental Chemistry Letters**, v.18, p.1085-1112, 2020. DOI: 10.1007/s10311-020-00995-x.

ALMASI A.; NAVAZESHKHA F.; MOUSAVI S. A. Biosorption of lead from aqueous solution *Nasturtium Officinale*: performance and modeling. **Desalination and Water Treatment**, v.65, p.443-450, 2017. DOI: 10.5004/dwt.2017.20308.

ALOMÁ, I.; RODRIGUEZ, I.; CALERO, M.; BLÁZQUEZ, G. Biosorption of Cr⁶⁺ from aqueous solution by sugarcane bagasse. **Desalination and Water Treatment**, v.52, p.31-33, 2013. DOI: 10.1080/19443994.2013.812521

ASGARZADEH, S.; ROSTAMIAN, R.; FAEZ, E.; MALEKI, A.; DARAEI, H. Biosorption of Pb(II), Cu(II), and Ni(II) ions onto novel lowcost *P. eldarica* leaves-based biosorbent: isotherm, kinetics, and operational parameters investigation. **Desalination and Water Treatment**, v.57, n.31, p. 14544-14551, 2016. DOI: 10.1080/19443994.2015.1067831

BAZRAFESHAN, E.; ZAREI, A.A.; MOSTAFAPOUR, F.K. Biosorption of cadmium from aqueous solutions by *Trichoderma fungus*: kinetic, thermodynamic, and equilibrium study. **Desalination and Water Treatment**, v.57, p.14598-14608, 2016. DOI: 10.1080/19443994.2015.1065764

BHATNAGAR, A.; MINOCHA, A.K. Biosorption optimization of nickel removal from water using *Punica granatum* peel waste. **Colloids and Surfaces B: Biointerfaces**, v.76, p.544-548, 2010. DOI: 10.1016/j.colsurfb.2009.12.016

CALDERÓN, O.A.R.; ABDELDAYEM, O.M.; PUGAZHENDHI, A.; RENE, E.R. Current Updates and perspectives of biosorption technology: an alternative for the removal of heavy metals from wastewater. **Current Pollution Reports**, v.6, p.8-27, 2020. DOI: 10.1007/s40726-020-00135-7

CHEN, X.; ZHOU, Q.; LIU, F.; PENG, Q.; TENG, P. Removal of nine pesticide residues from water and soil by biosorption coupled with degradation on biosorbent immobilized laccase. **Chemosphere**, v.223, p.49-56, 2019. DOI: 10.1016/j.chemosphere.2019.05.144.

CRINI, G.; TORRI, G.; LICHTFOUSE, E.; KYZAS, G.Z.; WILSON, L.D.; MORIN-CRINI, N. Dye removal by biosorption using cross-linked chitosan-based hydrogels. **Environmental Chemistry Letters**, v.17, p.1645-1666, 2019.

DA COSTA, T.B.; DA SILVA, M.G.C.; VIEIRA, M.G.A. Crosslinked alginate/sericin particles for bioadsorption of ytterbium: equilibrium, thermodynamic and regeneration



studies. **International Journal of Biological Macromolecules**, v.165, p.1911-1923, 2020. DOI: 10.1016/j.ijbiomac.2020.10.072

DA FONTOURA, J.T.; ROLIM, G.S.; MELLA, B.; FARENZENA, M.; GUTTERRES, M. Defatted microalgal biomass as biosorbent for the removal of Acid Blue 161 dye from tannery effluent. **Journal of Environmental Chemical Engineering**, v.5, p.5076-5084, 2017. DOI: 10.1016/j.jece.2017.09.051

DHANARANI, S.; VISWANATHAN, E.; PIRUTHIVIRAJ, P.; ARIVALAGAN, P.; KALIANNAN, T. Comparative study on the biosorption of aluminum by free and immobilized cells of *Bacillus safensis* KTSMBNL 26 isolated from explosive contaminated soil. **Journal of the Taiwan Institute of Chemical Engineers**, v.69, p.61-67, 2016. DOI: 10.1016/j.jtice.2016.09.032

DOBARADARAN, S.; ZAZULI, M. A.; KESHTKAR, M.; NOSHADI, S.; KHORSAND, M.; GHASEMI, F. F.; KARBASDEHI, V. N.; AMIRI L.; SOLEIMANI, F. Biosorption of fluoride from aqueous phase onto *Padina sanctae-crucis* algae: evaluation of biosorption kinetics and isotherms, **Desalination and Water Treatment**, v.57, p.28405-28416, 2016. DOI: 10.1080/19443994.2016.1182081.

DOTTO, G.L.; MCKAY, G. Current scenario and challenges in adsorption for water treatment. **Journal of Environmental Chemical Engineering**, v.8, p.1-6, 2020. DOI: 10.1016/j.jece.2020.103988.

ELGARAHY, A.M.; ELWAKEEL, K.Z.; MOHAMMAD, S.H.; ELSHOUBAKY, G.A. A critical review of biosorption of dyes, heavy metals and metalloids from wastewater as an efficient and green process. **Cleaner Engineering and Technology**, v.4, p.1-15, 2021. DOI: 10.1016/j.clet.2021.100209

ELWAKEEL, K.Z. Environmental application of chitosan resins for the treatment of water and wastewater: a review. **Journal of Dispersion Science and Technology**, v.31, p.273-288, 2010. DOI: 10.1080/01932690903167178

ELWAKEEL, K.Z.; EL-SADIK, H.A.; ABDEL-RAZEK, A.S.; BEHEARY, M.S. Environmental remediation of thorium (IV) from aqueous medium onto *Cellulosimicrobium cellulans* isolated from radioactive wastewater. **Desalination and Water Treatment**, v.46, p.1-9, 2012. DOI: 10.1080/19443994.2012.677405

ELWAKEEL, K.Z.; ATIA, A.A.; GUIBAL, E. Fast removal of uranium from aqueous solutions using tetraethylenepentamine modified magnetic chitosan resin. **Bioresource Technology**, v.160, p.107-114, 2014. DOI: 10.1016/j.biortech.2014.01.037

ELWAKEEL, K.Z.; AL-BOGAMI, A.S.; GUIBAL, E. 2-Mercaptobenzimidazole derivative of chitosan for silver sorption – contribution of magnetite incorporation and sonication effects on enhanced metal recovery. **Chemical Engineering Journal**, v.403, p.126265, 2021. DOI: 10.1016/j.cej.2020.126265

- FERNANDO, I.P.S.; KIM, D.; NAH, J.W.; JEON, Y.J. Advances in functionalizing fucoidans and alginates (bio)polymers by structural modifications: a review. **Chemical Engineering Journal**, v.355, p.33-48, DOI: 2019. 10.1016/J.CEJ.2018.08.115
- FOMINA, M.; GADD, G.M. Biosorption: current perspectives on concept, definition and application. **Bioresource Technology**, v.160, p.3-14, 2014. DOI: 10.1016/j.biortech.2013.12.102
- GOLIE, W.M.; UPADHYAYULA, S. An investigation on biosorption of nitrate from water by chitosan based organic-inorganic hybrid biocomposites. **International Journal of Biological Macromolecules**, v.97, p.489-502, 2017. DOI: 10.1016/j.ijbiomac.2017.01.066
- GUECHI, E.; HAMDAOUI, O. Biosorption of methylene blue from aqueous solution by potato (*Solanum tuberosum*) peel: equilibrium modelling, kinetic, and thermodynamic studies. **Desalination and Water Treatment**, v.57, p 10270-10285, 2016. DOI: 10.1080/19443994.2015.1035338
- GUPTA, N.K.; SENGUPTA, A.; GUPTA, A.; SONAWANE, J.R.; SAHOO, H. Biosorption-an alternative method for nuclear waste management: a critical review. **Journal of Environmental Chemical Engineering**, v.6, p.2159-2175, 2018. DOI: 10.1016/j.jece.2018.03.021
- HAQ, F.; BUTT, M.; ALI, H.; CHAUDHARY, H.J. Biosorption of cadmium and chromium from water by endophytic *Kocuria rhizophila*: equilibrium and kinetic studies. **Desalination and Water Treatment**, v.57 p. 19946-19958, 2016. DOI: 10.1080/19443994.2015.1109561
- HASAN, H.A.; ABDULLAH, S.R.S.; KOFLI, N.T.; KAMARUDIN, S.K. Isotherm equilibria of Mn2p biosorption in drinking water treatment by locally isolated *Bacillus* species and sewage activated sludge. **Journal of Environmental Management**, v.111, p.34-43, 2012. DOI: 10.1016/j.jenvman.2012.06.027
- HORCIU, I.L.; BLAGA, A.C.; RUSU, L.; ZAHARIA, C.; SUTEU, D. Biosorption of reactive dyes from aqueous media using the *Bacillus* sp. residual biomass. **Desalination and Water Treatment**, v.195, p.353–360, 2020. DOI: 10.5004/dwt.2020.25901
- HU, X.; LONG, L.; GONG, T.; ZHANG, J.; YAN, J.; XUE, Y. Enhanced alginate-based microsphere with the pore-forming agent for efficient removal of Cu(II). **Chemosphere**, v.240, p.124860, 2020. DOI: 10.1016/j.chemosphere.2019.124860
- ISILDAR, A.; VAN HULLEBUSCH, E.D.; LENZ, M.; DU LAING, G.; MARRA, A.; CESARO, A.; PANDA, S.; AKCIL, A.; KUCUKER, M.A.; KUCHTA, K. Biotechnological strategies for the recovery of valuable and critical raw materials from waste electrical and electronic equipment (WEEE) – a review. **Journal of Hazardous Materials**, v.362, p.467-481, 2019. DOI: 10.1016/j.jhazmat.2018.08.050



- JABLI, M. Synthesis, characterization, and assessment of cationic and anionic dye adsorption performance of functionalized silica immobilized chitosan bio-polymer. **International Journal of Biological Macromolecules**, v.153, p.305-316, 2020. DOI: 10.1016/j.ijbiomac.2020.02.323.
- JAVANBAKHT, V.; ALAVI, S.A.; ZILOUEI, H. Mechanisms of heavy metal removal using microorganisms as biosorbent. **Water Science & Technology**, v.69, p.1775-1787, 2014. DOI: 10.2166/wst.2013.718.
- JOSEPH, L.; JUN, B.-M.; FLORA, J.R.V.; PARK, C.M.; YOON, Y. Removal of heavy metals from water sources in the developing world using low-cost materials: a review. **Chemosphere**, v.229, p.142-159, 2019. DOI: 10.1016/j.chemosphere.2019.04.198.
- JOZWIAK, T.; FILIPKOWSKA, U. Sorption kinetics and isotherm studies of a Reactive Black 5 dye on chitosan hydrogel beads modified with various ionic and covalent cross-linking agents. **Journal of Environmental Chemical Engineering**, v.8, p. 103564, 2020. DOI: 10.1016/j.jece.2019.103564.
- KOUTAHZADEH, N.; DANESHVAR, E.; KOUSHA, M.; SOHRABI, M.S.; BHATNAGAR, A. Biosorption of hexavalent chromium from aqueous solution by six brown macroalgae, **Desalination and Water Treatment**, v.51 p. 6021-6030, 2013. DOI: 10.1080/19443994.2013.764353.
- KRSTIC, V.; UROSEVIC, T.; PESOVSKI, B. A review on adsorbents for treatment of water and wastewaters containing copper ions. **Chemical Engineering Science**, v.192, p.273-287, 2018. DOI: 10.1016/J.CES.2018.07.022
- KUMAR, A.; SINGH, R.; UPADHYAY, S.K.; KUMAR, S.; CHARAYA, M.U. Biosorption: The removal of toxic dyes from industrial effluent using phytobiomass - a review. **Plant Archives**, v.21, n.1, p. 1320-1325, 2021. DOI: 10.51470/PLANTARCHIVES.2021.v21.S1.207
- LI, B.; REN, Z. Superior adsorption of direct dye from aqueous solution by Y(III)-Chitosan-Doped fly ash composite as low-cost adsorbent. **Journal of Polymers and the Environment**, v.28, p.1811–1821, 2020. DOI:10.1007/s10924-020-01728-5
- LUO, Q.; HUANG, X.; LUO, Y.; YUAN, H.; REN, T.; LI, X.; XU, D.; GUO, X.; WU, Y. Fluorescent chitosan-based hydrogel incorporating titanate and cellulose nanofibers modified with carbon dots for adsorption and detection of Cr(VI). **Chemical Engineering Journal**, v.407, p.127050, 2020. DOI: 10.1016/j.cej.2020.127050
- MAHMOUD, M.E. Water treatment of hexavalent chromium by gelatin-impregnated yeast (GeleYst) biosorbent. **Journal of Environmental Management**, v.147, p. 264-270, 2015. DOI: 10.1016/j.jenvman.2014.08.022.



- MOREIRA, V.R.; LEBRON, Y.A.R.; FREIRE, S.J.; SANTOS, L.V.S.; PALLADINO, F.; JACOB, R.S. Biosorption of copper ions from aqueous solution using *Chlorella pyrenoidosa*: optimization, equilibrium and kinetics studies. **Microchemical Journal**, v.145, p.119-129, 2019. DOI: 10.1016/j.microc.2018.10.027
- MOYO, M.; PAKADE, V.E.; MODISE, S.J. Biosorption of lead (II) by chemically modified *Mangifera indica* seed shells: adsorbent preparation, characterization and performance assessment. **Process Safety and Environmental Protection**, v.111, p.40-51, 2017. DOI: 10.1016/J.PSEP.2017.06.007.
- NESSIM, R. B.; BASSIOUNY, A. R.; ZAKI, H. R.; MOAWAD, M. N.; KANDEEL, K. M. Biosorption of lead and cadmium using marine algae, **Chemistry and Ecology**, v.27, p. 579-594, DOI: 10.1080/02757540.2011.607439.
- NEUPANE, S.; RAMESH, S.T.; GANDHIMATHI, R.; NIDHEE, P.V. Pineapple leaf (*Ananas comosus*) powder as a biosorbent for the removal of crystal violet from aqueous solution. **Desalination and Water Treatment**, v.54, p. 2041-2054, 2014. DOI: 10.1080/19443994.2014.903867
- RAEISZADEH, M.; HAKIMIAN, A.; SHOJAEI, A.; MOLAVI, H. Nanodiamond-filled chitosan as an efficient adsorbent for anionic dye removal from aqueous solutions. **Journal of Environmental Chemical Engineering**, v.6, p.3283-3294, 2018. DOI: 10.1016/j.jece.2018.05.005
- REDDY, D.H.K.; RAMANA, D.K.V.; SESHIAH, K.; REDDY, A.V.R. Biosorption of Ni(II) from aqueous phase by *Moringa oleifera* bark, a low cost biosorbent. **Desalination**, v.268, p.150-157, 2011. DOI: 10.1016/j.desal.2010.10.011
- SAHIN, I.; KESKIN, S.Y.; KESKIN, C.S. Biosorption of cadmium, manganese, nickel, lead, and zinc ions by *Aspergillus tamaritii*. **Desalination and Water Treatment**, v.51, p.4524-4529, 2013. DOI: 10.1080/19443994.2012.752332
- SALIM, R.M.; CHOWDHURY, A.J.K.; RAYATHULHAN, R.; YUNUS, K.; SARKAR, MD. Biosorption of Pb and Cu from aqueous solution using banana peel powder. **Desalination and Water Treatment**, v.57, p. 303-314, 2015. DOI: 10.1080/19443994.2015.1091613
- ŠOŠTARIĆ, T.D.; PETROVIĆ, M.S.; PASTOR, F.T.; LONČAREVIĆ, D.R.; PETROVIĆ, J.T.; MILOJKOVIĆ, J. V.; STOJANOVIĆ, M. D. Study of heavy metals biosorption on native and alkali-treated apricot shells and its application in wastewater treatment. **Journal of Molecular Liquids**, v.259, p. 340-349, 2018. DOI: 10.1016/j.molliq.2018.03.055
- SOUZA, M.T.; SILVA, M.D.; CARVALHO R. Revisão integrativa: o que é e como fazer. **Einstein**, v.8, p.102-1066, 2010.



- SU, Y.; JIAO, Y.; DOU, C.; HAN, R. Biosorption of methyl orange from aqueous solutions using cationic surfactant-modified wheat straw in batch mode. **Desalination and Water Treatment**, v.52, p.6145-6155, 2013. DOI: 10.1080/19443994.2013.811121
- SULAK, M.T.; YATMAZ, H.C. Removal of textile dyes from aqueous solutions with eco-friendly biosorbent. **Desalination and Water Treatment**. v.57, p.169-177, 2012. DOI: 10.1080/19443994.2012.661269
- SULAYMON, A.H.; EBRAHIM, S.E.; AL-MUSAWI, T.J.; ABDULLAH, S.M. Removal of lead, cadmium, and mercury ions using biosorption. **Iraqi Journal of Chemical and Petroleum Engineering**, v.11, p.1-13, 2010. DOI: 10.5004/dwt.2010.1963.
- SULYMAN, M.; NAMIESNIK, J.; GIERAK, A. Low-cost adsorbents derived from agricultural by-products/wastes for enhancing contaminant uptakes from wastewater: a review. **Polish Journal of Environmental Studies**, v.26, p.479-510, 2017. DOI: 10.15244/pjoes/66769
- UBANDO, A. T.; AFRICA, A. D. M.; MANQUIZ-REDILLAS, M. C.; CULABA, A. B.; CHENE, W.; CHANG, J. Microalgal biosorption of heavy metals: A comprehensive bibliometric review. **Journal of Hazardous Materials**, v.402, p.123431, 2021. DOI: 10.1016/j.jhazmat.2020.123431.
- VAHABISANI, A.; AN, C. Use of biomass-derived adsorbents for the removal of petroleum pollutants from water: a mini-review. **Environmental Systems Research**, v.10, p.1-10, 2021. DOI: 10.1186/s40068-021-00229-1
- VENDRUSCOLO, F.; FERREIRA, G.L.R.; FILHO, N.R.A. Biosorption of hexavalent chromium by microorganisms. *International Biodeterioration & Biodegradation*, v.119, p.87-95, 2017. DOI: 10.1016/j.ibiod.2016.10.008
- WANG, L.; CHEN, Z.; YANG, J.; MA, F. Pb(II) biosorption by compound bioflocculant: performance and mechanism. **Desalination and Water Treatment**, v.53 p. 421-429, 2013. DOI: 10.1080/19443994.2013.839403
- WEI, Y.; SALIH, K.A.M.; RABIE, K.; ELWAKEEL, K.Z.; ZAYED, Y.E.; HAMZA, M.F.; GUIBAL, E. Development of phosphoryl-functionalized algal-PEI beads for the sorption of Nd(III) and Mo(VI) from aqueous solutions – application for rare earth recovery from acid leachates. **Chemical Engineering Journal**, .v412 p.127399, 2020. DOI: 10.1016/j.cej.2020.127399
- WEIßPFLOG, J.; GÜNDEL, A.; VEHLow, D.; STEINBACH, C.; MÜLLER, M.; BOLDT, R.; SCHWARZ, S.; SCHWARZ, D. Solubility and selectivity effects of the anion on the adsorption of different heavy metal ions onto chitosan. **Molecules**, v.25, p.2482, 2020. DOI: 10.3390/molecules25112482



- YARGIÇ, A.S.; SAHIN, R.Z.Y.; OZBAY, N.; ONAL, E. Assessment of toxic copper(II) biosorption from aqueous solution by chemically-treated tomato waste (*Solanum lycopersicum*). **Journal of Cleaner Production**, v.88, p.152-159, 2015. DOI: 10.1016/j.jclepro.2014.05.087
- ZHANG, S.; DONG, Y.; YANG, Z.; YANG, W.; WU, J.; DONG, C. Adsorption of pharmaceuticals on chitosan-based magnetic composite particles with core-brush topology. **Chemical Engineering Journal**, v.304, p.325–334, 2016. DOI: 10.1016/j.cej.2016.06.087
- ZHOU, K.; YANG, Z.; LIU, Y.; KONG, X. Kinetics and equilibrium studies on biosorption of Pb(II) from aqueous solution by a novel biosorbent: *Cyclosorus interruptus*. **Journal of Environmental Chemical Engineering**, v.3, p.2219-2228, 2015. DOI: 10.1016/j.jece.2015.08.002

O POTENCIAL DO REUSO DE EFLUENTE DOMÉSTICO PARA FINS AGRÍCOLAS

POTENTIAL REUSE OF DOMESTIC EFFLUENT FOR AGRICULTURAL PURPOSES

DOI: 10.51859/AMPLLA.APP2385-13

Leandro Brancalione ¹

Elísio de Camargo Debortoli ²

Leandro Carlos Ody ³

¹ Tecnólogo em Agronegócio. Mestrando em Educação na Universidade Federal da Fronteira Sul – UFFS.

² Professor Departamento de Ciência Animal. Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia do Rio Grande do Sul – IFRS – *Campus Sertão*.

³ Professor do curso Interdisciplinar em Educação do Campo: Ciências da Natureza – Licenciatura e do Mestrado Profissional em Educação da Universidade Federal da Fronteira Sul – UFFS – *Campus Erechim*.

RESUMO

A disponibilidade de recursos hídricos para o consumo humano é cada vez mais escassa, devido ao crescimento da população mundial e o uso indiscriminado destes recursos, refletindo na disponibilidade e na qualidade da água para consumo humano e animal. Assim, o desenvolvimento e utilização de novas técnicas são necessários para proteção e melhor aproveitamento dos recursos hídricos. Este estudo teve como objetivo revisar publicações científicas sobre o reuso de efluente doméstico para fins agrícolas, além de relatar o potencial do uso de efluentes na produção para essa cultura em um município do Norte do Rio Grande do Sul. A revisão bibliográfica, foi realizada nas bases de dados Portal de Periódicos Capes, Alianza de Servicios de Información Agropecuaria – SIDALC e Aquaculture Compendium (CABI Publishing), complementada por um relato de experiência. Constatou-se como elementos essenciais neste processo: a combinação de estratégias, inovações e tecnologias para a gestão das águas residuais e a importância dos investimentos em infraestrutura para usar água reciclada objetivando a produção de alimentos, obedecendo as diretrizes e recomendações dos órgãos ambientais. Além disso, é apontada a iminente demanda futura por água e seu reaproveitamento eficiente, induzindo à aplicação de modelos para uso de águas residuais para as diferentes práticas agrícolas de cultivo.

Palavras-chave: Agricultura. Águas residuais. Reaproveitamento. Recursos Hídricos.

ABSTRACT

The the water supply for human consumption is more and more scarce, due to the growth of the world population and the indiscriminate use of these resources, reflecting on the availability and quality of water for human and animal consumption. Thus, there is a need to use new techniques for protection and better use of water resources. This study aimed to review scientific publications on the reuse of domestic effluent for agricultural purposes, in addition to reporting the potential of using effluents in production for this crop in a municipality in the North of Rio Grande do Sul. The literature review was carried out in the databases Portal de Periódicos Capes, Alianza de Servicios de Información Agropecuaria – SIDALC and Aquaculture Compendium (CABI Publishing), complemented by an experience report. Was found as essential elements in this process: the combination of strategies, innovations and technologies for the management of wastewater and the importance of investments in infrastructure to use recycled water for food production, following the guidelines and recommendations of environmental agencies. In addition to the imminent future demand for water and its efficient reuse, inducing the application of models for the use of wastewater for different agricultural cultivation practices.

Keywords: Agriculture. Residual waters. Reuse. Water resources.

1. INTRODUÇÃO

Em resposta à crescente demanda por água pelas comunidades e indústrias, as estratégias de gestão pública se voltam ao desenvolvimento dos recursos hídricos subterrâneos e atualmente, diferentes projetos e escalas foram desenvolvidos e gerenciados com a finalidade de estimar a sua disponibilidade. Diante disso, à medida que o recurso hídrico se torna mais escasso (devido à quantidade ou qualidade) existe maior preocupação em como utilizá-lo e protegê-lo.

É importante considerar que quase 1,8 bilhão de pessoas, ou mais de um terço da população do mundo em desenvolvimento, vivem em países que enfrentam escassez do suprimento de água (ONU, 2015). Juntamente com o conhecimento relativo à área da ciência ambiental, enquanto condição básica à intervenção social na valorização suprema da condição da vida humana, bem como pela gestão adequada dos recursos hídricos, é necessário um planejamento ambiental integrado que considere a conscientização efetiva na conduta política da sociedade, para construir as condições para a integração da questão ambiental, no que concerne à escassez da água.

Como consequência, muitos países lutam para implementar as políticas hídricas baseadas em fatos, e os recursos hídricos enfrentam alocação ineficiente e padrões de investimento pobres, pois não existe uma base consistente e economicamente racional para a tomada de decisão. Mesmo em países com as políticas hídricas mais avançadas, ainda há um grande caminho a percorrer, uma vez que é imprescindível que ocorram mudanças significativas na gestão de recursos hídricos, em relação ao consumo sustentável para que venha beneficiar a população mundial, por meio da economia circular (MORENO, 2019).

Assim, entende-se que é necessário compreender que a água é um recurso ambiental essencial para a qualidade de vida, sendo um recurso para o desenvolvimento econômico e indispensável para a manutenção dos ciclos biológicos, geológicos e químicos que mantêm em equilíbrio os ecossistemas; resultando na consecução do respeito aos interesses de todos. A oferta gratuita de recursos naturais pela natureza e a crença de sua capacidade ilimitada de recuperação frente às ações exploratórias, contribuiu para essa postura descomprometida com a proteção e o equilíbrio ecológico (LEFF, 2012).



A água residual é um recurso complexo com vantagens e desvantagens para seu uso na agricultura. As principais razões para o uso de águas residuais ocorrem pela falta de recursos hídricos alternativos, pela confiabilidade do abastecimento de águas residuais, pelo valor nutricional e pela proximidade dos mercados urbanos (ASHRAF et al., 2013). No plano ambiental, as águas são fundamentais para o abastecimento das populações e demais segmentos da sociedade. Contudo, o seu uso indiscriminado expõe a super exploração, a poluição, bem como a falta de redes de monitoramento e dados sobre os limites, litologia, qualidade das águas, volume das reservas, taxas de uso, usuários e vulnerabilidade, comprometendo os direitos ao meio ambiente equilibrado.

Além disso, Caselles-Osorio et al. (2018) citam que o aumento da produtividade da safra e a capacidade de cultivar safras próximas aos consumidores em áreas urbanas pode contribuir para melhorar a disponibilidade de alimentos, melhorando a segurança alimentar e fornecendo às comunidades agrícolas meios de subsistência mais confiáveis e sustentáveis. A seleção de culturas é o principal fator para a sustentabilidade de irrigação com água servida, uma vez que certas culturas podem ser irrigadas com água servida sem nenhum impacto negativo na produção, enquanto outras apresentam efeitos adversos.

Diante disso, o presente estudo tem por objetivo descrever o que tem sido estudado e publicado cientificamente sobre o reuso de efluente doméstico para fins agrícolas, em particular do tomateiro, além de relatar o potencial do uso de efluentes na produção para essa cultura em um município do Norte do Rio Grande do Sul.

2. FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA

2.1. ELEMENTOS CONCEITUAIS DE ÁGUA RESIDUAL

As águas residuais estão se tornando mais amplamente reconhecidas como um ativo a ser explorado, em vez de um passivo a ser tratado e descartado no meio ambiente. Essas são uma fonte ideal para reciclagem, uma vez que a reutilização elimina os custos de descarte e as preocupações ambientais de descargas em águas ambientais e lixiviados de aterros sanitários (BIZARI e CARDOSO, 2016).

Por definição, água residual pode ser entendida como o fluxo de água usada e descarregada de residências, empresas, indústrias, atividades comerciais e instituições

que é direcionada para estações de tratamento. Os efluentes de águas residuais são lançados em diversos ambientes, como lagos, lagoas, riachos, rios, estuários e oceanos. As águas residuais também incluem o escoamento de tempestades, uma vez que as substâncias nocivas saem das estradas, estacionamento e telhados, por exemplo. Essas águas residuais são posteriormente categorizadas e definidas de acordo com suas fontes de origem (SOUSA, 2017).

O termo “águas residuais domésticas”, segundo Xavier e Varghese (2020), refere-se a fluxos descarregados principalmente de fontes residenciais geradas por atividades como preparação de alimentos, lavanderia, limpeza e higiene pessoal. As águas residuais industriais/ comerciais são o fluxo gerado e descarregado das atividades de manufatura e comerciais, como processamento e produção de alimentos e bebidas, para citar alguns. As águas residuais institucionais caracterizam-se por serem geradas por grandes instituições, como hospitais e instalações educacionais.

Este tipo de técnica, conforme Asgharnejad et al. (2021), é considerado uma ferramenta eficiente para a gestão dos recursos hídricos, decorrente da necessidade de um abastecimento regulado que compense os déficits hídricos causados pela sazonalidade ou pela disponibilidade irregular de outros mananciais para irrigação das lavouras ao longo do ano hidrológico. Embora o uso de águas residuais seja uma prática milenar, nem sempre foi gerido de forma adequada ou atendeu aos padrões de qualidade de acordo com o uso. Consequentemente, o conhecimento relativo ao uso de águas residuais evoluiu com a história da humanidade.

Por outro lado, deve-se tomar cuidado, pois todo processo de reutilização tem seu lado negativo, até porque o processo passa por diversas fases, nesse caso específico da Estação de Tratamento de Esgoto, o objetivo principal é retirar os principais agentes causadores de possíveis contaminações. Segundo Asgharnejad et al. (2021), existem elementos benéficos no que tange ao possível potencial desse elemento ao ser utilizado na agricultura, que todavia ao longo do tempo pode haver pontos negativos como contaminantes do solo, mas requer novos estudos a respeito da temática abordada.

Em relação ao conteúdo orgânico, sua constituição é composta por dejetos humanos, proteínas, gorduras, vegetais e açúcares provenientes da preparação dos alimentos. Parte desse conteúdo orgânico é dissolvido na água e alguns existem como partículas separadas. A parte do material orgânico que não se dissolve, mas permanece

suspensa na água, é conhecida como sólidos suspensos. Minerais inorgânicos, metais e compostos, como sódio, cobre, chumbo e zinco são comuns em águas residuais (MORENO, 2019). Assim, dispõem-se de tratamentos capazes de remover o máximo de material orgânico e inorgânico possível.

O uso múltiplo das águas residuais, conforme Caselles-Osorio et al. (2018), oferece muitas oportunidades para produzir um acesso sustentável e mais estável à água, bem como para gerar produtos valiosos, como nutrientes agrícolas, corretivos de solo e combustível. Assim, junto com o desenvolvimento de pesquisas de campo, monitoramento e avaliação, surgem novas estratégias de gestão para o reuso de água. A questão do tratamento e reciclagem de águas residuais terá um papel importante no combate aos problemas existentes e ocorrentes.

2.2. O REAPROVEITAMENTO DE ÁGUAS RESIDUAIS NA AGRICULTURA

A tendência de disponibilidade de água de todas as fontes atuais, ou seja, chuvas, águas superficiais e subterrâneas, está diminuindo consistentemente com o tempo. A gestão de águas residuais por meio do tratamento tem dois objetivos principais. O primeiro é proteger o meio ambiente, reduzindo a poluição dos recursos de água doce e, portanto, reduzindo os riscos à saúde. A segunda é mobilizar esse recurso hídrico disponível para mitigar a escassez de água e melhorar a produção de alimentos (AL-HAMAIEDEH e BINO, 2010).

Atualmente, há uma demanda crescente por melhoria da qualidade dos recursos hídricos em paralelo com a demanda por melhores produtos oriundos da produção agrícola. Esses requisitos obrigaram os produtores a desenvolver métodos para fornecer a remoção eficaz de sólidos sedimentáveis e dissolvidos das águas residuais do processamento de alimentos, a fim de atender a qualidade da água. Além disso, melhorias e pesquisas têm sido dedicadas à redução de resíduos e à sua utilização, também, como subprodutos (BARROSO e WOLFF, 2011).

Ao considerar a reutilização de águas residuais, Caselles-Osorio et al. (2018) cita que o reuso planejado de efluentes domésticos na agricultura vem sendo apontado como uma medida para atenuar o problema da escassez hídrica, sendo uma opção para os agricultores.

Uma das vantagens mais reconhecidas do uso de águas residuais na agricultura é a redução relacionada a pressão nas fontes de água doce. Assim, o esgoto serve como fonte alternativa de irrigação, sobretudo para a agricultura, maior usuária global de água, majorando a produção agrícola em regiões com escassez de água, contribuindo assim para a segurança alimentar. Outro benefício pertinente ao reuso de águas residuais agrícolas, é a minimização da extração de recursos hídricos subterrâneos. Além disso, os nutrientes naturalmente presentes nas águas residuais permitem que sejam realizadas economias nos gastos com fertilizantes, garantindo assim um ciclo de nutrientes fechado (BERTONCINI, 2008).

Além destes, conforme Cuba et al. (2015), a prevenção da poluição das águas superficiais e subterrâneas, seria outro benefício associado à reutilização de águas residuais na agricultura, ajudando inclusive, a recuperação dos corpos d'água, contribuindo também, para a instalação e otimização de estações de tratamento para a produção de efluentes de qualidade desejada para irrigação e cultivo de alimentos.

A este propósito, o uso controlado das águas residuárias, por meio de tratamento e planejamento, leva ao aumento dos recursos hídricos, principalmente nos países que sofrem com a escassez de água, além da proteção ambiental. O uso de águas residuais na irrigação também pode melhorar as condições dos lençóis freáticos, recarregando os aquíferos, diminuindo sua extração e evitando a intrusão de águas residuais. A matéria orgânica adicionada por meio da irrigação com águas residuais pode ajudar a melhorar as condições do solo, aumentando sua fertilidade e capacidade de retenção de água (MAHONEY, YOUNIS e SIMMONS, 2018).

Nesse pensamento, em países áridos, as águas residuais podem contribuir para mitigar a desertificação e a degradação do solo, por meio da criação de florestas e áreas verdes. A melhoria urbana, por meio do crescimento de espaços verdes para recreação (parques, instalações esportivas) e apelo visual (flores, arbustos e árvores adjacentes a estradas e rodovias urbanas), constitui outro importante mérito técnico do reaproveitamento de águas residuais (MENDES, 2018).

Disso infere-se que o tratamento de esgoto mais adequado a ser aplicado antes do uso do efluente na agricultura é aquele que irá produzir um efluente que atenda às diretrizes de qualidade microbiológica e química recomendadas, tanto a baixo custo quanto com requisitos mínimos de operação e manutenção. Além disso, o



reaproveitamento de águas residuais tem alguns benefícios ambientais e socioeconômicos. É comparativamente barato irrigar as plantações com águas residuais quando colacionado com o custo da irrigação com água subterrânea de poços profundos ou deslocamento em estações de escassez (VOULVOULIS, 2018).

Para Cachipuento et al. (2021), as diretrizes de reutilização agrícola, de acordo com a Organização Mundial da Saúde, fornecem uma estrutura de gestão preventiva que abrange desde o ponto de geração de águas residuais até o consumo de produtos que foram expostos à água reciclada. As recomendações incluem o uso final da água e, principalmente, do potencial de contato humano durante a produção e consumo da cultura. Em qualquer contexto, devem ser feitos esforços para quantificar os impactos positivos ou negativos à saúde pública.

Cabe ressaltar que, segundo Asgharnejad et al. (2021), em todo esse processo a reutilização de águas residuais na agricultura, se não tratadas, podem constituir em riscos para a saúde. Mesmo após o tratamento de águas residuais terciárias, ainda existe o risco de vírus entéricos, contaminação tóxica e poluição do meio ambiente. A decisão de substituir as fontes de água convencionais ou não convencionais para fins de irrigação agrícola por águas residuais recuperadas depende principalmente dos riscos para a saúde pública que devem ser reduzidos a um nível aceitável e, secundariamente, dos riscos ambientais.

As características da água, importantes na irrigação agrícola ou paisagística, de acordo com Ofori et al. (2021), são elementos específicos e concentrações bacteriológicas que afetam o crescimento das plantas podem ameaçar a saúde pública. Essas características nem sempre são medidas ou controladas por agências de tratamento de águas residuais. Consequentemente, ao obter dados para avaliar ou planejar sistemas de reuso e irrigação de águas residuais, é necessário avaliar o risco para a saúde pública. O problema será formulado em termos de alternativas, benefícios econômicos, ambientais e outros critérios para gerenciar os diferentes riscos envolvidos.

Nessa esteira, para Xavier e Varghese (2020), o reuso de águas residuais envolve tecnologias alternativas de tratamento de esgoto (oxidação biológica, nitrificação-desnitrificação, uso de lagoas e recarga de aquíferos), diferentes estados da natureza (condições climáticas, tipo de solo, lavouras irrigadas, sistemas de irrigação, ambientes socioeconômicos) e várias preferências ou critérios (econômicos, ambientais, políticos,



sociais, culturais, estéticos, entre outros). Os tipos de tecnologias de tratamento usados para águas residuais de processamento de alimentos não são incomuns entre as opções de tratamento de águas residuais e incluem a gama típica de tratamentos biológicos e físico-químicos. Neste caso, podem ser empregados processos oxidativos e anaeróbicos, e incluem: flotação, coagulação, sedimentação, filtração, adsorção, membranas, sedimentação primária, lodo ativado secundário, digestão anaeróbica e até mesmo recuperação de dióxido de carbono ou metano para usos subsequentes. Na Estação de Tratamento de Esgoto da cidade de Três Arroios (que será melhor contextualizado no relato de experiência), o processo é por bactérias anaeróbicas e aeróbicas, que em tese é natural. Nesse sentido não é possível eliminar totalmente todo agente nocivo, para isso seria necessária a aplicação de corretivos como a cloração, mas neste trabalho apenas procuramos sintetizar o potencial que é a reutilização de efluente com o duplo propósito.

Diante desse cenário, o reaproveitamento de águas residuais tratadas pode ser uma alternativa ao uso de água limpa para a agricultura, deixando a água doce usada para outras finalidades incluindo o abastecimento de água potável. Com efeito, as águas residuais urbanas tratadas são consideradas um recurso hídrico não convencional que deve ser valorizado nos domínios da agricultura, permitindo um desenvolvimento importante deste setor (VOULVOULIS, 2018).

A gestão dos recursos hídricos envolve a abordagem não apenas de questões técnicas, mas também de muitos fatores sociais, instituições e procedimentos administrativos. Ao considerar o seu uso, Ofori et al. (2021), referem que existe a necessidade de adequação do uso de águas residuais tratadas para lavouras ou irrigação agrícola. Os principais fatores que determinam a adequação da água reciclada para irrigação agrícola são: salinidade, metais pesados e patógenos, que causam efeitos adversos em humanos, plantas e solos. A Austrália, por exemplo, conta com soluções técnicas (tratamento de águas residuais) e possui medidas regulatórias rígidas para gerenciar o uso de águas residuais para irrigação ou outros fins (MENDES, 2018).

Desta forma, as diretrizes de reutilização de águas residuais devem ser empregadas para produzir alimentos, com nível de qualidade e investimentos em infraestrutura obedecendo os padrões microbiológicos, conforme recomendado pelos órgãos ambientais.

3. METODOLOGIA

Acerca dos procedimentos metodológicos que sustentam o desenvolvimento deste estudo, optou-se em relação à abordagem, pela qualitativa, visto que a pesquisa é realizada por meio da revisão bibliográfica, descrita por Gil (2017), a qual se utiliza com base em material já elaborado, constituído principalmente de livros e artigos científicos.

No que se refere ao levantamento de dados, buscou-se nas bases Portal de Periódicos Capes, Alianza de Servicios de Información Agropecuaria – SIDALC e Aquaculture Compendium (CABI Publishing). Foram utilizados os seguintes critérios de inclusão: artigos online na íntegra, de periódicos científicos ou revistas acadêmicas, do período de 2007 a 2022, e que tratassem no título ou no resumo o tema desta revisão.

Do ponto de vista da abordagem do problema, a pesquisa qualitativa considera opiniões e informações para classificá-las e analisá-las. Esse modelo requer o uso de recursos e de técnicas estatísticas (percentagem, média, moda, mediana, desvio-padrão, coeficiente de correlação, análise de regressão, etc.). Considera que há uma relação dinâmica entre o mundo real e o sujeito, um vínculo indissociável entre o mundo objetivo e a subjetividade do pesquisado que não pode ser traduzido em números.

A interpretação desses fenômenos e a atribuição de significados são básicas no processo de pesquisa qualitativa. Não requer o uso de métodos e técnicas estatísticas. O ambiente natural é a fonte direta para coleta de dados e o pesquisador é o instrumento chave. Os pesquisadores tendem a analisar seus dados indutivamente no processo e seu significado são os focos principais de abordagem.

Já em sua natureza a pesquisa básica objetiva gerar conhecimentos novos úteis para o avanço da ciência sem aplicação prática prevista, envolvendo as verdades e os interesses universais, neste caso o município de Três Arroios se beneficia com a pesquisa, uma vez que pode se tornar uma alternativa de geração de renda.

A pesquisa Explicativa identifica os fatores que determinam ou contribuem para a ocorrência dos fenômenos e aprofunda a relação com o conhecimento da realidade porque explica a racionalidade ou a própria razão, o “porquê” das coisas através dos resultados atingidos. Pode ser a continuação de outra descritiva, posto que a identificação dos fatores que determinam um fenômeno exige que estes estejam suficientemente descritos e detalhados.

Os procedimentos da pesquisa bibliográfica são elaborados a partir de material já publicado em livros, artigos de periódicos e eventos e disponibilizado na Internet, anais e e-books. A busca pretende recolher informações ou conhecimentos prévios sobre o problema a respeito do qual se procura a resposta.

Quando ocorre o estudo de caso, esse por sua vez envolve o estudo profundo e exaustivo de um ou poucos objetos de maneira que se permita o seu amplo e detalhado conhecimento. O presente trabalho buscou estudos publicados e fez uma simulação para a possível inserção desse produto em uma cultura na cidade, tanto do sujeito do campo como o da cidade, uma vez que a cultura mencionada requer pouco espaço para seu cultivo.

O estudo procurou a aplicação na cultura do tomateiro, mas é possível para culturas diversificadas. Procurou-se abordar a cultura do tomate em virtude de o município produzir volume significativo, e que poderia ser comercializado localmente. A principal vantagem desse estudo de caso foi o condicionamento da pesquisa em uma simulação onde traz resultados satisfatórios no que diz respeito a proteção dos recursos naturais, e esse produto ter um duplo propósito.

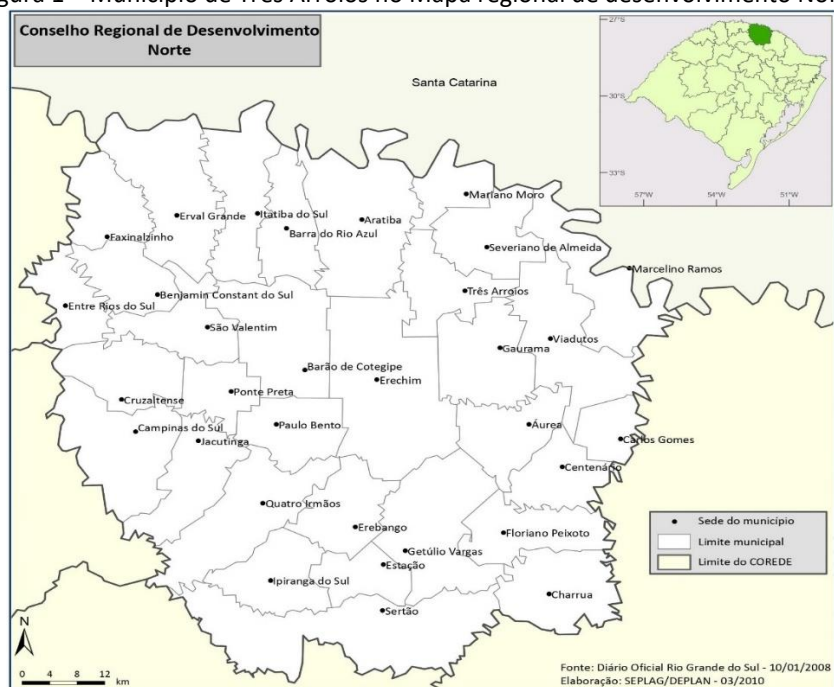
4. RESULTADOS E DISCUSSÃO

A cidade de Três Arroios, localizada na região Norte do Rio Grande do Sul, conforme Figura 1, implementou, no ano de 2018, um projeto de esgotamento sanitário, com o objetivo de melhorar a qualidade de vida da população, visando o acesso ao saneamento básico.

Diante disso, a implementação desse processo de reutilização da água de duplo propósito ajuda a cidade a se desenvolver economicamente e, em contrapartida, proteger um recurso que é escasso.

O atlas socioeconômico do Rio Grande do Sul menciona que no estado, 99,34% da população possui banheiro em casa, e destes, 74,57% encontram-se ligados à rede geral de esgoto ou pluvial ou à fossa séptica, apresentando taxas superiores aos demais estados do Brasil. Já no país, apenas 46% do esgoto é tratado, isso significa que mais de 50% do esgoto brasileiro é descartado de maneira incorreta. Várias ações de políticas públicas estão sendo criadas para mudar essa realidade.

Figura 1 – Município de Três Arroios no Mapa regional de desenvolvimento Norte.



Fonte: Corede (2021).

A escolha dessa temática, na cidade de Três Arroios, se deu pela oportunidade onde todas as famílias possam se beneficiar. Mas de outro modo, poderia ser outras espécies. O tratamento é por bactérias aeróbicas e anaeróbicas assim, está mais perto da otimização que a natureza proporciona sem muitos aditivos que possam contribuir com a contaminação do meio ambiente. Esse relato visa mostrar uma possível potencialidade do município em relação a otimização dos recursos e a oportunidade de contribuir com a sustentabilidade ambiental. A educação ambiental está imbuída indiretamente nesse contexto, é uma forma de sermos mais humanos diante de tantas agressões que o ecossistema sofre e essa ação é constante e rotineira.

É importante ressaltar que esse sistema de esgotamento sanitário pode influenciar diretamente na qualidade de vida da população com reflexos positivos na saúde e no meio ambiente e que irá ser realizada com uma tecnologia em que os efluentes vão retornar à natureza com mais de 97% de eficácia. O destino deste efluente tratado pode ser na agricultura. Como já mencionado ao longo do texto, vários autores alcançaram êxito quando utilizaram esgoto tratado na agricultura, sendo esta, uma das possibilidades de destino deste efluente. Esta proposta tem como base orientações do Conselho Regional de Desenvolvimento (COREDE), criado pela Lei 10.283 de 17 de outubro de 1994, com a intenção da promoção de ações que visam o desenvolvimento

regional, onde dois dos objetivos são “promoção do desenvolvimento regional harmônico e sustentável” e “o estímulo à permanência do homem na sua região e a preservação e recuperação do meio ambiente”.

Portanto, o reuso não potável para fins agrícolas é uma prática de reutilizar um bem e nutrientes que contribui para a elevação da produção agrícola e para o saneamento ambiental. O reuso de efluentes na agricultura pode ser uma solução sustentável para a escassez de água (BEDBABIS et al., 2010).

Pela multiplicidade de culturas produzidas no Brasil, vários estudos já utilizaram o reuso para fins agrícolas de efluente de esgoto doméstico tratado, como para a cultura do milho (ALVES et al., 2018), cana-de-açúcar (FREITAS et al., 2013), mamoeiro (RIBEIRO et al., 2012) e tomate (QUEIROZ et al., 2015).

A cidade de Três Arroios/RS produziu cerca de 45 toneladas de tomate no ano de 2018, obtendo um rendimento médio de 15000 kg/ha (IBGE, 2018). Diante disto, a reutilização desse efluente tratado para irrigação do tomate seria uma alternativa interessante para o município. A proposta é viável para o município de Três arroios, pois, além de ser pequeno e constituído de pequenas propriedades rurais, há nele a possibilidade de se cultivar o tomate em pequenas áreas como no fundo do quintal ou em estufas para as próprias famílias consumirem. Ademais, os agricultores familiares podem produzir e o excedente ser comercializado localmente, e ou em feiras nos municípios vizinhos.

Em relação à Estação de Tratamento de Esgoto no município, é única na região do alto Uruguai (região fisiográfica do Rio Grande do Sul, localizada entre os rios Uruguai e Ijuí, composta por 32 municípios) com potencial de servir como exemplo aos demais municípios. Até 2030 os objetivos do Desenvolvimento Sustentável (ODS) preconizam que os municípios se organizem na questão sustentabilidade, tendo os 17 objetivos e suas metas alinhadas, e nesse sentido o município de Três Arroios está implementando essa alternativa que é inédita na região. Esse compromisso com a população é importante no que se refere a otimizar os recursos naturais, em termos de desenvolvimento sustentável e contemplar os ODS, e o plano diretor do município, mesmo não sendo obrigatório para municípios pequenos, mas serve de exemplo de gestão pública para os demais.

Contudo esses objetivos corroboram e foram preconizados pela Organização das Nações Unidas (ONU) como um apelo universal para proteger o planeta e garantir dignidade para a população mundial. Os ODS foram criados no Brasil, durante a Conferência das Nações Unidas sobre Desenvolvimento Sustentável no Rio de Janeiro, em 2012. O intuito da elaboração foi a produção de um conjunto de objetivos que conduzissem os governos, empresas e sociedades para um mundo mais sustentável e inclusivo. O objetivo dois que tem como tema “Fome zero e agricultura sustentável”, é embasado no alcance da segurança alimentar para todas as pessoas, além de uma melhor nutrição por meio da promoção de uma agricultura sustentável. Já o objetivo 15 abrange a temática “Vida terrestre” onde o objetivo indica a proteção, recuperação e promoção do uso sustentável dos ecossistemas terrestres. Isso também se refere ao manejo sustentável das florestas, ao combate contra a desertificação e à adoção de medidas para reverter a degradação do planeta e a perda da biodiversidade (CARDINALLI, 2019).

5. CONSIDERAÇÕES FINAIS

O conhecimento sobre o reaproveitamento das águas residuais domésticas tratadas para irrigação sugere que esta prática é uma opção eficaz e uma alternativa útil aos recursos hídricos em áreas onde a agricultura depende fortemente da disponibilidade de água. Porém, ainda são escassos os estudos que abordem especificamente essas culturas, sendo necessários para avaliar a qualidade tanto do efluente tratado como da cultura em diferentes condições.

Com essas informações, o conhecimento sobre o reaproveitamento das águas residuais domésticas tratadas para irrigação e para cultura do tomate, sugere que esta prática é uma opção eficaz para a economia circular e como uma alternativa útil aos recursos hídricos em áreas onde a agricultura depende fortemente da disponibilidade de água.

Para alcançar uma gestão efetivamente sustentável e o uso eficiente dos recursos naturais é necessário romper com paradigmas e reeducar as nações, envolvendo-as em ciclos participativos, com experiências práticas que mostrem alternativas mais sustentáveis para a segurança e bem-estar da mesma.

Por fim, o município em questão, tende a ganhar visibilidade com essa iniciativa, uma vez que é inédito na região. Esse incentivo garante uma melhor gestão dos recursos hídricos e melhor garantia aos sucessores, como forma de incentivo na preservação e na otimização dos recursos. O município está empenhado a dar sua melhor contribuição no que tange a responsabilidade com os ecossistemas e a sustentabilidade dos recursos naturais.

REFERÊNCIAS

- AL-HAMAIEDEH, H.; BINO, M. Effect of treated grey water reuse in irrigation on soil and plants. **Desalination**, v.1, n.256, p.115-119, 2010.
- ALVES, P. F. S.; SANTOS, S. R.; KONDO, M. K.; ARAÚJO, E. D.; OLIVEIRA, P. M. Fertirrigação do milho com água residuária sanitária tratada: crescimento e produção. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v.23, n. 5, p. 833-839, 2018.
- ASGHARNEJAD, H.; NAZLOO, E. K.; LARIJANI, M. M.; HAJINAJAF, N.; RASHIDI, H. Comprehensive review of water management and wastewater treatment in food processing industries in the framework of water-food-environment nexus. **Comprehensive Review in Food Science Food Safety**, v.20, p.479-4815, 2021.
- ASHRAF, M.; IMTIAZ, M.; ABID, M.; AFZAL, M.; SHAHZAD, S. M. Reuse of wastewater for irrigating tomato plants (*Lycopersicon esculentum* L.) through silicon supplementation. **Journal of Water Reuse and Desalination**, v.3, n.2, p.128-139, 2013.
- BARROSO, L. B.; WOLFF, D. B. Reuso de esgoto sanitário na irrigação de culturas agrícolas. **Engenharia Ambiental**, v.8, n.3, p.225-236, 2011.
- BEDBABIS, S.; FERRARA, G.; ROUINA, B. B.; BOUKHRIS, M. Effects of irrigation with treated wastewater on olive tree growth, yield and leaf mineral elements at short term. **Scientia Horticulturae**, v.126, n.3, p.345-350, 2010.
- BERTONCINI, E. I. Tratamento de efluentes e reuso da água no meio agrícola. **Revista Tecnologia & Inovação Agropecuária**, v.1, n.1, p.152-169, 2008.
- BIZARI, D. R.; CARDOSO, J. C. Reutilizar água e horticultura urbana: aliança para cidades mais sustentáveis. **Horticultura Brasileira**, v.34, n.33, p.311-317, 2016.
- CACHIPUENTO, C. U.; IZURIETA, P. C.; LANDIN, L. C.; PROAÑO, R. S.; RODRIGUEZ, J. N. et al. **Agua para la gente experiencias de gestión comunitario del agua en el Salvador**. Quito/Ecuador: Editorial Universitaria Abya-Yala, 2021, 252p.
- CARDINALI, M. **Os 17 Objetivos de Desenvolvimento Sustentável (ODS)**. 2019. Disponível em: < <https://ideiasustentavel.com.br/objetivos-de-desenvolvimento-sustentavel/> > Acesso em: 05 dez. 2021.



- CASELLES-OSORIO, A.; MENDONZA, G.; SIMANCA, M.; ROMERO-BORJA, I.; MOSQUERA, J. E. et al. Tomato (*Lycopersicum sculentum*) production in sub surface flow constructed wetlands for domestic wastewater treatment in rural a colombian community. **Ingeniería Investigación y Tecnología**, v.19, n.4, p.1-10, 2018.
- FREITAS, C. A. S.; SILVA, A. R. A.; BEZERRA, F. M. L.; MOTA, F. S. B.; GONÇALVES, L. R. B.; BARROS, E. M. Efluente de esgoto doméstico tratado e reutilizado como fonte hídrica alternativa para a produção de cana-de-açúcar. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v.17, n.7, p.727-734, 2013.
- Gil, A. C. **Como elaborar projetos de pesquisa**. São Paulo: Saraiva, 2017.
- LEFF, E. **Saber ambiental: sustentabilidade, racionalidade, complexidade, poder**. Tradução de Lúcia Mathilde Endlich Orth. 9. ed. Petrópolis: Vozes, 2012.
- MAHONEY, L.; YOUNIS, B. A.; SIMMONS, C. W. A new system for the treatment of wastewater from a tomato processing plant with UV light. **Water Practice & Technology**, v.13, n.3, p.662-672, 2018.
- MENDES, G. 6 soluções de países diferentes contra a escassez de água. **Conselho Empresarial Brasileiro para o Desenvolvimento Sustentável**, 2018. Recuperado em 21 agosto de 2021, de <https://cebds.org/escassez-de-agua/#.YKVJaahKjIU>.
- MORENO, J. M. **Agua y economía circular**, 2019. Recuperado em 21 agosto de 2021, de <https://doi.org/10.14198/Congreso-Nacional-del-Agua-Orihuela-2019>
- OFORI, S.; PUŠKÁČOVÁ, A.; RŮŽIČKOVÁ, I.; WANNER, J. Reuse of treated wastewater for irrigation: pros and cons. **Science of The Total Environment**, v.760, 144026, 2021.
- ORGANIZAÇÃO DAS NAÇÕES UNIDAS – ONU. **World Water Assesment Program**, 2015. Disponível em: <http://www.unesco.org/new/en/natural-sciences/environment/water/wwap>. Acesso: 02 de dezembro de 2021.
- QUEIROZ, A. A.; QUEIROZ, S. O. P.; ARAGÃO, C. A. Reuso de efluentes domésticos na irrigação por gotejamento do tomateiro. **Pesquisa Agropecuária Pernambucana**, v.20, n.1, p.36-42, 2015.
- RIBEIRO, M. C. F.; ROCHA, F. A.; SANTOS, A. C.; SILVA, J. O.; PEIXOTO, M. F. S. P.; PAZ, V. P. S. Crescimento e produtividade da mamoneira irrigada com diferentes diluições de esgoto doméstico tratado. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v.16, n.6, p.639-646, 2012.
- SOUSA, F. G. G. Irrigação com água residuária em diferentes diluições e disponibilidade para a cultura do tomate cereja. Dissertação. Faculdade de Ciências Agrônômicas da Unesp. Botucatu. São Paulo. 2017. 72f.



XAVIER, J.; VARGHESE, A. K. Effect of irrigation with treated and untreated domestic sewage on tomato plants. **Asian Journal of Plant Sciences**, v.19, n.3, p.252-260, 2020.

VOULVOULIS, N. Water reuse from a circular economy perspective and potential risks from an unregulated approach. **Current Opinion in Environmental Science & Health**, v.2, p.32-45, 2018.

